



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

CAMILA FONSECA GUIMARÃES

**SIMULAÇÃO HIDROLÓGICA E HIDROSSEDIMENTOLÓGICA EM UMA BACIA
COM RESERVATÓRIOS COM O MODELO SOIL AND WATER ASSESSMENT
TOOL (SWAT)**

**VITÓRIA
2016**

CAMILA FONSECA GUIMARÃES

**SIMULAÇÃO HIDROLÓGICA E HIDROSSEDIMENTOLÓGICA EM UMA BACIA
COM RESERVATÓRIOS COM O MODELO SOIL AND WATER ASSESSMENT
TOOL (SWAT)**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental, na área de concentração de Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Daniel Rigo.

**VITÓRIA
2016**

**SIMULAÇÃO HIDROLÓGICA E HIDROSEDIMENTOLÓGICA EM UMA BACIA
COM RESERVATÓRIOS COM O MODELO SOIL AND WATER ASSESSMENT
TOOL (SWAT)**

CAMILA FONSECA GUIMARÃES

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental, na área de concentração de Recursos Hídricos.

Aprovada em 28 de setembro de 2016.

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Daniel Rigo
Universidade Federal do Espírito Santo
Orientador

Prof. Dr. Antônio Sérgio Ferreira Mendonça
Universidade Federal do Espírito Santo
Examinador Interno

Prof. Dr. Frederico Fábio Mauad
Universidade de São Paulo
Examinador Externo

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Setorial Tecnológica,
Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

G963s Guimarães, Camila Fonseca, 1989-
Simulação hidrológica e hidrossedimentológica em uma bacia
com reservatórios com o modelo *Soil and Water Assessment*
Tool (SWAT)/ Camila Fonseca Guimarães. – 2016.
113 f. : il.

Orientador: Daniel Rigo.
Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) –
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Bacias hidrográficas. 2. Reservatórios. 3. Sedimentos
fluviais. 4. Modelo SWAT. 5. Vazão fluvial (Métodos estatísticos).
6. Modelagem matemática. I. Rigo, Daniel. II. Universidade
Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

CDU: 628

AGRADECIMENTOS

Ao professor e orientador Daniel Rigo, pela oportunidade, pelo conhecimento compartilhado e pela dedicação.

A toda equipe do PPGEA, assim como o corpo discente. Obrigado pelo conhecimento dividido.

Aos professores examinadores Frederico Fred Mauad e Antônio Sérgio Ferreira Mendonça, pela disponibilidade em contribuir para a melhoria desta dissertação.

A todos do GEARH, pelo apoio, conversas e auxílio. Em especial a Mônica, por todas as dúvidas sanadas e dados compartilhados. E ao Allison, por sempre me auxiliar nas questões burocráticas de campo e material de laboratório/campo.

Às colegas Lorena Puppim e Fernanda Passamani por dividirem sala de estudo, dúvidas e conversas.

Ao Felipe Andrade, à Núbia Fernandes e à Luana Lavagnoli, companheiros de modelagem.

A Laís Monteiro e Talita Bortolon pela ajuda indispensável nas campanhas de campo e nas análises laboratoriais.

Ao José Monteiro, que me forneceu auxílio no SWAT-CUP de extrema importância para a conclusão deste trabalho.

Ao meu marido Junior por toda a atenção, apoio, dedicação e carinho.

A minha família, pelo apoio incondicional e por me fornecer a base para tudo que sempre precisei.

Agradeço aos amigos pelo apoio.

Compartilho esta realização com todos vocês.

Muito Obrigada!

RESUMO

A retirada da vegetação, uso e manejo inadequado do solo podem acarretar alterações no ciclo hidrológico e, conseqüentemente, no ciclo hidrossedimentológico, modificando a deposição e erosão de sedimentos. Além do uso e ocupação irregular, a construção de reservatórios também modifica a dinâmica natural do rio, o que interfere também no transporte de partículas sólidas, já que forma um meio de retenção artificial, o que pode acarretar a sedimentação nestes reservatórios e na perda da qualidade da água devido ao aumento da turbidez. Com o objetivo de estimar a vazão e a produção de sedimentos em uma bacia com presença de reservatórios, analisando a influência dos reservatórios na retenção de sedimento, utilizou-se como ferramenta o modelo matemático *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT). Os resultados da modelagem para o período analisado foram comparados com dados monitorados, e através da análise de sensibilidade, identificou-se os parâmetros que mais influenciavam os resultados, que por sua vez foram calibrados através do programa SWAT-CUP. Uma vez calibrado, a eficácia do programa foi avaliada estatisticamente com o Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (COE), Tendência Percentual (PBIAS), Erro Quadrado Médio (EQM) e o Coeficiente de Determinação (R^2). Além disso, avaliou-se como a presença de reservatórios pode influenciar a modelagem do programa. A inserção de reservatórios em bacias que os contém é de extrema importância. Uma vez que influencia significativamente na vazão e na produção de sedimentos da bacia. No entanto, deve-se se atentar à inserção adequada de seus dados, uma vez que a qualidade dos dados influi na qualidade do modelo simulado. Verificou-se que a regra de operação é o parâmetro do reservatório que mais afeta na modelagem de vazão. O parâmetro relacionado à reservatório que mais afeta a produção de sedimentos é a e concentração de sedimento em equilíbrio (RES_NSED). Uma vez que a partir de sua definição pelo usuário, definirá a quantidade de sedimentos que irá sedimentar no reservatório, ou passar para as sub-bacias à sua jusante. A inserção dos reservatórios tornou a simulação da produção de sedimentos melhor, uma vez que os reservatórios serviram como forma de retenção de sedimentos.

Palavras-chave: bacia hidrográfica, reservatório, SWAT, vazão e produção de sedimentos

ABSTRACT

Vegetation removal, and inadequate use and management of soil can change the hydrological cycle and, consequently, the hydrosedimentological cycle, by modifying sediment erosion and deposition. In addition to irregular use and occupation, construction of reservoirs also modifies the natural dynamics of rivers, interfering also in the transportation of solid particles, as it forms an artificial retention, which can cause settling and decrease the water quality due turbidity increasing. Aiming the estimating of flow and sediment production in watershed presenting reservoirs, this study used the mathematical model Soil and Water Assessment Tool (SWAT) as a tool, evaluating the influence of reservoirs retention. The results of modeling for the analyzed time period were compared to monitored data, and through the modeled parameters sensitivity analysis there were identified those that most influenced the results. The parameters were calibrated by using SWAT-CUP program. Once calibrated, the effectiveness of the program was evaluated statistically by using Nash-Sutcliffe (COE) efficiency coefficient, Trend Percentage (PBIAS), Mean Square Error (MSE) and coefficient of determination (R^2). In addition, it was evaluated how the presence of the reservoirs could influence the model. The insertion of reservoirs in watersheds modeling is very important once these water bodies can significantly affect the flow and the sediment production. However, the modeler must be careful about the proper insertion of their data, since the data quality influences the quality of the simulated model. The reservoir flow regime is the reservoir parameter that most affects the flow modeling. The specific parameter related to the reservoir that most affects the sediment production is the equilibrium sediment concentration (RES_NSED) since the user definition of the parameter will define the amount of sediment that will settle in the reservoir or pass to the downstream subbasins. The insertion of the reservoirs improved the sediment simulation, since the reservoirs served as sediment retention basins.

Key-words: watershed, SWAT, reservoir, flow, sediment yield.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização da Bacia do Rio Santa Maria da Vitória e respectiva área de estudo.....	44
Figura 2 - Procedimentos para geração da base de dados e simulações do modelo SWAT via SIG.	47
Figura 3 - Modelo Numérico do Terreno para a região de estudo na Bacia Hidrográfica do Santa Maria da Vitória.....	49
Figura 4 - Uso e Ocupação do Solo para a área de estudo.	50
Figura 5 - Mapa de solos da área de estudo na Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória.	52
Figura 6 - Localização das estações sedimentométricas da bacia do rio Santa Maria da Vitória.	60
Figura 7 - Sub-bacias e rede de drenagem geradas pelo <i>Watershed Delineation</i> . ..	64
Figura 8 - Localização das sub-bacias 30, 38 e 73, à montante e jusante dos reservatórios, bem como a divisão das sub-bacias calibradas com dados monitorados de cada ponto de monitoramento.	77
Figura 9 - Modelagem do escoamento superficial médio anual.....	91
Figura 10 - Modelagem da produção de sedimentos anual.....	101

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros de maior sensibilidade no SWAT, segundo a literatura.....	41
Tabela 2 - Características dos reservatórios Rio Bonito e Suíça.....	45
Tabela 3 - Características físicas das classes de solo	54
Tabela 4 - Descrição dos parâmetros climáticos necessários.....	56
Tabela 5 - Parâmetros dos reservatórios inseridos no modelo.....	59
Tabela 6 - Classificação da declividade segundo EMBRAPA.	64
Tabela 7 - Parâmetros utilizados para a calibração e análise de sensibilidade pelo SWAT-CUP.	66
Tabela 8 - Classificação dos resultados dos índices da simulação de vazão e sedimentos a partir de médias mensais no SWAT.	69
Tabela 9 - Valores dos parâmetros utilizados na calibração automática da vazão, com os respectivos limites inferiores e superiores, e o valor calibrado para as sub-bacias referentes às sub-bacias 30, 38 e 73.	78
Tabela 10 - Análises Estatísticas para o Modelo Simulado – Sub-bacia 30.....	89
Tabela 11 - Valores dos parâmetros utilizados na calibração automática da descarga sólida, com os respectivos limites inferiores e superiores, e o valor calibrado para as sub-bacias referentes às sub-bacias 30, 38 e 73.....	92
Tabela 12 - Análises Estatísticas para o Modelo Simulado – Sedimentos da Sub-bacia 30.....	99

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Percentual de uso e ocupação para a área de estudo.....	51
Gráfico 2 - Porcentagem de área de cada tipo de solo encontrado na área de estudo.	52
Gráfico 3 - Vazão e concentração de sedimentos monitorados na estação PCH Rio Bonito Montante.	71
Gráfico 4 - Vazão e concentração de sedimentos monitorados na estação PCH Rio Bonito Jusante.....	72
Gráfico 5 - Vazão e concentração de sedimentos monitorados na estação de UHE Suíça Jusante.....	73
Gráfico 6 - Descarga sólida mensal simulada pelo LOADEST para a PCH Rio Bonito Montante.....	74
Gráfico 7 - Descarga sólida mensal simulada pelo LOADEST para a PCH Rio Bonito Jusante.....	74
Gráfico 8 - Descarga sólida mensal simulada pelo LOADEST para a UHE Suíça Jusante.....	75
Gráfico 9 - Vazão simulada e monitorada para a sub-bacia 30, a montante da PCH Rio Bonito.....	84
Gráfico 10 - Vazão simulada e monitorada para a sub-bacia 38, a jusante da PCH Rio Bonito e montante da UHE Suíça.	84
Gráfico 11 - Vazão simulada e monitorada para a sub-bacia 73, a jusante da UHE Suíça	85
Gráfico 12 - Correlação entre vazão simulada e monitorada para a sub-bacia 30 ...	87
Gráfico 13 - Correlação entre vazão simulada e monitorada para a sub-bacia 38... ..	88
Gráfico 14 - Correlação entre vazão simulada e monitorada para a sub-bacia 73... ..	88

Gráfico 15 - Descarga sólida simulada pelo SWAT e a estimada pelo LOADEST para a Sub-bacia 30, a montante da PCH Rio Bonito.....	95
Gráfico 16 - Descarga sólida simulada pelo SWAT e a estimada pelo LOADEST para a Sub-bacia 38, a jusante da PCH Rio Bonito e a montante da UHE Suíça.	95
Gráfico 17 - Descarga sólida simulada pelo SWAT e a estimada pelo LOADEST para a Sub-bacia 73, a jusante da UHE Suíça.	96
Gráfico 18 - Correlação entre a descarga simulada pelo SWAT e a estimada pelo LOADEST para a sub-bacia 30.	97
Gráfico 19 - Correlação entre a descarga simulada pelo SWAT e a estimada pelo LOADEST para a sub-bacia 38.	98
Gráfico 20 - Correlação entre a descarga simulada pelo SWAT e a estimada pelo LOADEST para a sub-bacia 73.	98
Gráfico 21 - Coeficiente de retenção de sedimentos do reservatório de Rio Bonito ao longo do período simulado.	103
Gráfico 22 - Coeficiente de retenção de sedimentos do reservatório de Suíça ao longo do período simulado	104

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. OBJETIVOS	16
2.1. GERAL.....	16
2.2. ESPECÍFICOS	16
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1. BACIAS HIDROGRÁFICAS	17
3.2. PRODUÇÃO E TRANSPORTE DE SEDIMENTO	18
3.3. PROCESSOS HIDROSSEDIMENTOLÓGICOS	20
3.4. MONITORAMENTO HIDROSSEDIMENTOLÓGICO.....	22
3.5. MODELAGEM HIDROSSEDIMENTOLÓGICA	23
3.6. SWAT	25
3.7. UTILIZAÇÃO DO SWAT EM BACIAS COM RESERVATÓRIOS	34
3.8. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE E CALIBRAÇÃO	39
4. METODOLOGIA.....	43
4.1. ÁREA DE ESTUDO.....	43
4.2. COLETA E MONITORAMENTO DE DADOS DE ENTRADA	46
4.2.1. Modelo Numérico do Terreno	47
4.2.2. Mapa de uso e ocupação do solo.....	49
4.2.3. Mapa Pedológico	51
4.2.4. Dados Climatológicos	55
4.2.5. Dados dos Reservatórios Rio Bonito e Suíça	57

4.2.6. Vazão e descarga sólida	59
4.3. APLICAÇÃO DO MODELO <i>SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL</i> – SWAT	63
4.4. SELEÇÃO DOS PARÂMETROS E CALIBRAÇÃO	65
4.5. AVALIAÇÃO DO MODELO	67
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	70
5.1. DESCARGA SÓLIDA GERADA ATRAVÉS DO LOADEST	70
5.3. CENÁRIO 1	76
5.3.1. Calibração hidrológica	77
5.3.2. Calibração sedimentológica	91
5.4. INFLUÊNCIA DOS RESERVATÓRIOS NA VAZÃO E NA DESCARGA SÓLIDA EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA	101
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	105
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	107

1. INTRODUÇÃO

A água é um dos principais elementos do meio ambiente, fundamental para a existência humana e biológica. A erosão - transporte e deposição de sedimentos em cursos d'água - é um processo natural e lento, porém contínuo (CARVALHO, 2008). Os problemas surgem quando a ocupação geográfica se dá de maneira desordenada e irresponsável nas proximidades de rios.

A retirada da vegetação, uso e manejo inadequado do solo podem acarretar alterações no ciclo hidrológico e, conseqüentemente, no ciclo hidrossedimentológico, modificando a deposição e erosão de sedimentos, o que pode desencadear problemas de assoreamento de rios e reservatórios, aumento da incidência de cheias e conseqüente alagamentos, redução da qualidade de água para consumo e irrigação, impossibilidade de navegação vista a diminuição da lâmina d'água, entre outros.

Além do uso e ocupação irregular, a construção de reservatórios também modifica a dinâmica natural do rio, o que interfere também no transporte de partículas sólidas, já que forma um meio de retenção artificial (CRUZ, 2012), o que pode acarretar a sedimentação nestes reservatórios e na perda da qualidade da água devido ao aumento da turbidez.

Carvalho (2008) enumera diversos impactos negativos decorrentes do aporte de sedimentos no meio aquático. Pode-se citar a alteração da qualidade da água, visto que os sedimentos atuam como portadores de poluentes, a redução de atividades fotossintéticas devido ao aumento da turbidez, além de alterações na biota aquática. Quando o transporte de sedimentos ocorre em reservatórios, podem provocar ainda problemas relacionados ao assoreamento, com conseqüente redução do volume de água e de sua vida útil.

Um problema que vem sendo observado e estudado há muito tempo é o processo de assoreamento de reservatórios no Brasil e no mundo. De acordo com Carvalho (2008), pelo menos 40 reservatórios de usinas hidrelétricas em todo o Brasil encontram-se parcial ou totalmente assoreados. Esse fato é preocupante visto que esse processo causa redução do volume de água dos reservatórios, falta de regularidade da vazão do curso d'água, diminuição da sua vida útil e da qualidade

da água e minimização do seu potencial de geração de energia (REID, 1987; CABRAL, 2006), além da diminuição da produtividade agrícola e econômica devido à perda do solo (HENTATI *et al*, 2010).

Para mitigar esses problemas, é importante que a gestão dos recursos hídricos seja planejada adequadamente. Sendo assim, é indispensável conhecer e compreender melhor os processos hidrológicos e hidrossedimentológicos em uma bacia hidrográfica. O estudo hidrossedimentológico vem se tornando cada vez mais importante para a gestão da bacia, uma vez que em situações adversas provenientes das transformações no ambiente podem acelerar a produção e o transporte de sedimentos e diminuir a vida útil dos corpos d'água (FERRIGO *et al*, 2012).

A erosão em bacias não é causada por uma fonte pontual, e pode originar efeitos diversos rio abaixo na qualidade da água. Infelizmente, o monitoramento da erosão em toda bacia hidrográfica é muito caro e inviável, por isso a necessidade de se prever erosão por meio de modelos matemáticos capazes de simular processos hidrossedimentológicos, como o SWAT – *Soil and Water Assessment Tool*.

É de grande importância a realização desses estudos em bacias hidrográficas a fim de entender e quantificar o aporte de sedimentos, além de verificar a retenção deles quando há a presença de reservatórios. Assim a gestão da bacia terá conhecimento apropriado para tomadas de medidas mitigadoras destes potenciais impactos, que varia desde o assoreamento da parte baixa da Bacia, até a diminuição de espécies ali encontradas. Além de poder interferir na qualidade da água, que pode ser utilizada para o abastecimento, e também evitar um possível assoreamento de usinas hidrelétricas, o que diminui sua vida útil.

1. OBJETIVOS

2.1. Geral

A pesquisa objetiva a análise da influência de reservatórios na retenção de sedimentos através da estimativa de vazões e produção e transporte de sedimentos em uma bacia hidrográfica.

2.2. Específicos

As atividades desenvolvidas neste trabalho visam atingir os seguintes objetivos:

- Modelar vazões e produção de sedimentos para a bacia do rio Santa Maria da Vitória, utilizando como ferramenta um *software* livre - SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*).
- Calibrar o modelo para a bacia do rio Santa Maria da Vitória.
- Verificar quais parâmetros relacionados com reservatórios mais influenciam na simulação hidrológica e hidrossedimentológica, para bacias com presença de reservatórios.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo são apresentados os principais embasamentos teóricos para a realização deste trabalho.

3.1. Bacias Hidrográficas

A bacia hidrográfica é a área definida topograficamente, drenada por um curso d'água ou um sistema conectado de cursos d'água, de modo que toda a vazão efluente seja descarregada através de uma saída simples. Constitui-se no sistema físico ou área coletora da água da precipitação, que a faz convergir para uma única seção de saída, denominado exutório, foz ou desembocadura.

Segundo Tucci (2001), a bacia hidrográfica pode ser considerada um sistema físico onde a entrada é o volume de água precipitado e a saída é o volume de água escoado pelo exutório, considerando-se como perdas intermediárias os volumes evaporados e transpirados e também os infiltrados profundamente. Podem ser definida, ainda, como uma área da superfície terrestre que drena água, sedimentos, materiais dissolvidos para uma saída comum em um determinado ponto de um canal fluvial (COELHO NETO, 1995). O limite de uma bacia hidrográfica é conhecido como divisor de drenagem ou divisor de águas.

Na bacia hidrográfica ocorrem simultaneamente os processos hidrológicos, sedimentológicos e biológicos (LOPES, 2008). O fluxo de matérias do solo, da água e dos nutrientes e suas interações são coordenados dentro dos contornos da bacia hidrográfica em uma dinâmica estabelecida pelo comportamento da água. O conhecimento das características físicas da bacia hidrográfica possibilita conhecer o regime hidrológico, bem como hidrossedimentológico.

Em função de suas características naturais, as bacias hidrográficas têm se tornado importante unidade espacial utilizada para gerenciar atividades de uso e conservação de recursos naturais. Ela é considerada uma unidade ideal para o gerenciamento integrado dos recursos hídricos, como estabelecido na Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº9.433/97).

O conhecimento das características de uma bacia auxilia em tomadas de decisões dos órgãos gestores, bem como na elaboração de projetos ambientais ali desenvolvidos.

Além das características físicas, como o tamanho da bacia hidrográfica, deve-se considerar também a dinâmica e magnitude que os processos hidrológicos, e consequentemente os processos hidrossedimentológicos e biológicos ocorrem, uma vez que os processos hidrológicos afetam a erosão do solo, e consequentemente seu transporte e deposição. Esse transporte de sedimentos acaba alterando as características físicas e químicas da água, uma vez que aumenta a turbidez e poluentes podem ser transportados agregados aos sedimentos. Com isso a qualidade da água também é afetada.

3.2. Produção e Transporte de Sedimento

Segundo Bertoni e Lombardi Neto (2010) a deterioração, bem como o assoreamento de cursos d'água são consequências provenientes da degradação intensa dos recursos naturais, especialmente do solo e da água.

A erosão do solo, segundo Carvalho *et al* (2009), é considerada a principal degradação ambiental, causando além da perda de solo agricultável, assoreamento e a contaminação de cursos d'água, represas e lagos (VESTANA, 2008). De acordo com Machado e Vettorazzi (2003), a erosão é a principal causa da degradação das terras agrícolas e consiste nos processos de desprendimento e arraste de suas partículas, causadas pela ação da água e do vento.

A erosão é causada por forças ativas, como a precipitação, declividade, capacidade de infiltração no solo e o comprimento da rampa; e por forças passivas, como a resistência do solo a ação do cisalhamento da água e a densidade da cobertura vegetal (BERTONI & NETO, 2010). A erosão hídrica é consequência do desgaste abrasivo ou da desagregação por embate, realizado pela água sobre um substrato mineral com o qual tem contato (KUWAJIMA, 2012). O processo de erosão hídrica inicia-se com a precipitação, em que as gotas possuem energia suficiente para quebrar agregados do solo ou então iniciar o selamento superficial destes, o que reduz a capacidade de infiltração (CARVALHO, 2008). Quando a intensidade da

precipitação excede a de infiltração, provoca o escoamento superficial, considerado por Carvalho (2008) como o principal componente do processo erosivo. Segundo Pruski (2006), o escoamento superficial promove o transporte de partículas do solo, que, posteriormente sofrem deposição.

A erosão hídrica do solo depende de vários fatores, sendo que para Bertoni e Lombardi Neto (2010), os principais são: a intensidade e duração das chuvas; a estrutura e composição geológica do terreno (propriedades do solo); a declividade do terreno e a extensão do declive; a cobertura vegetal; e, o tipo de uso e cobertura do solo. A complexa interação entre estes fatores tornam difíceis a análise do processo erosivo e a quantificação da produção de sedimentos na bacia (MACEDO *et al*, 2012). Por exemplo, a cobertura vegetal atua no regime das águas, nas características do solo, nos declives e no mecanismo hidrológico, freando ou desviando o fluxo do escoamento superficial, o que facilita a infiltração da água nas camadas inferiores do solo (VIEIRA, 1978 *apud* LESSA, 2011).

De acordo com Branco (1998) existem duas maneiras de avaliar o transporte de sedimentos ao longo de cursos d'água. A primeira maneira seria através do uso de fórmulas empíricas de transporte de sedimentos, uma vez que correlaciona a carga sólida com parâmetros do escoamento, do material particulado e do fluído. A segunda é realizada através de medições diretas de vazão líquida e concentração de sedimentos em uma seção do curso d'água. Para garantir a representabilidade dos resultados é importante que estas medidas sejam realizadas periodicamente e em um determinado intervalo de tempo.

Ações antrópicas resultam diversas alterações ambientais que podem acelerar o processo de erosão. Segundo Toledo (2001), as constantes mudanças do uso e cobertura do solo provocam alterações expressivas no balanço de água do solo, o que resulta em erosão e transporte de sedimentos, e causando consequentemente alterações nos ecossistemas terrestres e aquáticos. Segundo Mota (1995), as principais causas da erosão acelerada são relacionadas às práticas agrícolas inadequadas, à ocupação inadequada das áreas, ao desmatamento, às alterações no escoamento natural das águas, aos movimentos de terra e às impermeabilizações realizadas em terrenos.

A construção de barragens em cursos d'água para formação de reservatórios modifica as condições naturais do ambiente fluvial para lacustre, provocando diversos problemas. Uma das principais causas disso é a redução da velocidade da água, pelo aumento da seção transversal, o que proporciona a quebra do equilíbrio fluvial em relação a dinâmica de transporte no sistema, ocasionando o processo de assoreamento (CABRAL, 2006).

3.3. Processos Hidrossedimentológicos

Os processos hidrossedimentológicos são resultados da interação entre os processos hidrológicos e sedimentológicos (LOPES, 2008). O principal agente causador do desprendimento de partículas de rochas e solos é a água. Estas partículas percorrem a encosta da bacia até atingir os cursos d'água, e finalmente alcançar o exultório, contribuindo para a produção de sedimentos.

Segundo Carvalho (2008), a erosão é o fenômeno da desagregação, destacamento e mobilização das partículas de solo, que podem ocorrer por agentes ativos como a água e o vento, ou passivos como a topografia, tipo de solo e a cobertura vegetal. Ela é dividida em três etapas: desagregação, transporte e sedimentação das partículas. Pode ocorrer tanto de maneira natural, ou acelerada pela intervenção humana.

Os processos de erosão hídrica estão relacionados com o caminho que a água percorre, logo, com o ciclo hidrológico da água. Durante a precipitação, as gotas d'água ao atingir o solo causa a desagregação das partículas do solo por conta do seu impacto. Uma fração desta água irá infiltrar até que o solo atinja a saturação. A partir daí, o excesso de água da chuva irá escoar superficialmente provocando a erosão hídrica superficial (CARVALHO, 2008).

Segundo Adriolo *et al.* (2008), a maior parcela da descarga sólida nos cursos d'água é proveniente da remoção detrítica das vertentes (*wash load*), ou seja, dos processos erosivos que ocorrem na bacia.

Segundo Carvalho (2008), fatores climáticos como a chuva, o vento, além de fatores relativos às características do solo determinam a intensidade do processo erosivo. O

solo, seu material constituinte, sua textura, a quantidade de matéria orgânica e constituintes químicos influenciam na capacidade de infiltração de água no solo e a resistência do solo à ação erosiva da chuva. Além disso, a topografia do terreno, a presença de cobertura vegetal, uso e ocupação do solo, bem como o manejo do solo também são fatores relevantes para a ocorrência da erosão hídrica.

Problemas relacionados com a erosão hídrica são a perda de solo e nutrientes, o que acarreta numa diminuição da fertilidade do solo, além de impactos relacionados à sedimentação destas partículas nos canais dos rios, o que aumenta o risco de inundação e redução da vida útil de reservatórios por conta de assoreamentos, por exemplo. O transporte de sedimento pode causar, pelas partículas em suspensão, a degradação da qualidade de água para os usos humanos (consumo, atividade industrial e agrícola, além da recreação), e pode também impedir a penetração da luz e calor, reduzindo a atividade da fotossíntese necessária à salubridade dos corpos d'água e alterar a vida aquática (LOPES, 2008).

De acordo com Moro (2005), a produção de sedimentos é muito variável em uma bacia hidrográfica, das partes mais elevadas às planícies. Isto por conta do tipo de solo, cobertura vegetal, clima, entre outros, como já mencionado anteriormente. Normalmente, nas porções mais altas há maior erosão e transporte de sedimentos. A erosão vai diminuindo da parte alta para a média à medida que a declividade vai diminuindo, bem como a intensidade da chuva.

Segundo Carvalho (2008), a carga em suspensão é predominantemente maior que a de fundo (90% a 95%) no alto curso, e a carga de fundo vai crescendo à medida que a erosão da bacia vai diminuindo e a declividade do curso d'água também (65% a 90% de sedimento em suspensão).

Para a conservação e estudos na bacia hidrográfica é importante compreender a dinâmica e a qualidade da água bem como do sedimento transportado. Esta compreensão da dinâmica da produção de sedimentos é alcançada pela coleta de informações hidrossedimentológicas obtidas pelo monitoramento e pela determinação da taxa de transferência de sedimentos.

3.4. Monitoramento Hidrossedimentológico

O monitoramento ambiental é a aquisição contínua de dados ambientais num determinado intervalo de tempo. Com o monitoramento ambiental, séries temporais são obtidas, o que permite conhecer melhor o comportamento dos parâmetros hidrológicos e sedimentológicos da uma bacia hidrográfica.

O estudo hidrossedimentológico envolve o monitoramento de parâmetros de precipitação, vazão e concentração de sedimentos em suspensão. Em estações fluviométricas típicas, as vazões são determinadas através da curva-chave. Já a concentração de sedimentos em suspensão é obtida através da coleta de amostras representativas. Com o valor da vazão e da concentração de sedimentos em suspensão é possível calcular a descarga sólida em suspensão através da equação (1) (Carvalho, 2008).

$$Q_{ss} = C_{ss} \cdot Q \cdot 0,0864 \quad (1)$$

Sendo:

- Q_{ss} é a descarga sólida em suspensão (t/d);
- Q é a descarga líquida (m^3/s);
- C_{ss} é a concentração de sedimentos suspensos (mg/L).

A concentração de sedimentos em suspensão é influenciada pela vazão decorrente da precipitação, por isso a coleta de amostras de sedimentos em suspensão deve ser realizada tanto em períodos chuvosos, quanto em períodos secos, sendo que durante o período chuvoso a frequência de coleta deve ser maior. Pois, segundo Carvalho (2008), cerca de 70% a 90% de todo o sedimento transportado pelos cursos d'água ocorrem no período de chuvas, principalmente durante as fortes precipitações.

Como já citado, a precipitação determina a vazão, e esta, por sua vez, a descarga de sedimentos em suspensão. Como a precipitação é um processo estocástico, Lopes (2008) recomenda a utilização de aparelhos que registrem estes parâmetros em curtos intervalos, de modo que os eventos de diversas características possam ser analisados. A precipitação pode ser registrada facilmente pelo pluviógrafo ou pluviômetro. No entanto, a vazão e a concentração de sedimentos necessitam de maiores esforços, pois, se a curva-chave for adotada, a vazão é determinada pela

medição das velocidades e da área da seção transversal e a concentração de sedimentos em suspensão é determinada pela coleta de amostras representativas. Para a vazão, em estações fluviométricas típicas, são realizadas duas medidas diárias do nível d'água através das réguas limnimétrica por um observador e/ou por um sensor de nível ou sensor de pressão instalado na seção.

Como em qualquer monitoramento, existem problemas relacionados à logística e ao custo de coleta e análise da concentração de sedimentos. Segundo Lopes (2008) outros problemas estão relacionados à realização da concentração de sedimentos em suspensão logo após a coleta e ao intervalo de tempo entre a coleta e a análise, que deve ser a mesma para todas as amostras. Vale ressaltar a importância das coletas serem realizadas de modo representativo, ou seja, adotando técnicas de amostragem que seja uniforme e representativa na seção transversal do curso d'água. Além de preocupar-se com a frequência de coleta adotada.

Assim, ressalta-se a importância do monitoramento hidrossedimentológico ser contínuo e o mais longo possível, para que a sazonalidade seja contemplada e assim o monitoramento se tornar o mais representativo possível para a área de estudo.

3.5. Modelagem Hidrossedimentológica

A quantificação da produção de sedimentos em grandes bacias é bastante difícil, bem como avaliar o efeito da escala da bacia sobre os processos hidrossedimentológicos. Dessa forma, sua estimativa tem sido realizada por meio de modelos de simulação, sendo, em geral, relacionados com as características do solo (tamanho das partículas de sedimento, densidade etc.), com os fatores climáticos (chuva e evaporação) e os fisiográficos (área da bacia, relevo e cobertura vegetal) (ARAGÃO *et al*, 2013). Além destes fatores, a relação depende da distribuição espacial desses fatores, do uso e da cobertura do solo na área da bacia, bem como da tendência de ocorrência de chuvas intensas e sua variabilidade espacial (BIRKINSHAW & BATHURST, 2006)

A modelagem hidrossedimentológica é uma importante ferramenta para avaliar a produção de água e sedimentos em bacias hidrográficas num tempo e custo mais

acessíveis (LOPES, 2008). Isto só é possível devido ao monitoramento hidrossedimentológico, que fornece uma série de dados capazes de processá-los. Vale lembrar que todo modelo é uma aproximação da realidade, por isso, para que obtenha um resultado satisfatório, é necessária a aquisição de dados obtidos através do monitoramento que fornece informações essenciais à modelagem.

Segundo Lopes (2008), a modelagem matemática consiste em representar matematicamente o que ocorre na natureza a partir de um modelo conceitual, subsidiado em dados observados do sistema real. Portanto, o sucesso do modelo depende da qualidade do monitoramento, visto que o modelo será calibrado por estes dados para atingir parâmetros mais próximos da realidade. Assim a modelagem permite compreender melhor o sistema e prever situações futuras, ou até mesmo reproduzir o passado, direcionado as tomadas de decisões. O modelo ainda permite verificar o que alguma modificação - como por exemplo, a mudança do uso e ocupação do solo - afetaria em todo o sistema na produção de sedimentos. Assim é possível avaliar cenários diferentes de maneira rápida e que ainda não foram explorados na realidade.

De acordo do Rennó e Soares (2008) os modelos podem ser classificados de acordo com o tipo de representação do sistema (físico ou matemático), o tipo de relações entre essas variáveis (empíricos ou teóricos), o tipo de variáveis utilizadas na modelagem (estocásticos ou determinísticos), a existência ou não de relações espaciais (concentrados ou distribuídos), e o tipo de equação diferencial (linear ou não-linear).

Os modelos matemáticos são vastamente empregados por possuírem diversas vantagens como baixo custo, rápida obtenção de resultados, facilidade de execução, e a possibilidade de simular experimentos inviáveis na prática, o que facilita a previsão de fenômenos e processos naturais.

Segundo Machado (2002), dentre os muitos modelos que tentam explicar a ação dos principais fatores que desempenham influência nas perdas de solo pela erosão hídrica, estão os modelos conceituais distribuídos que simulam os diversos processos do ciclo hidrossedimentológico.

A modelagem é geralmente dividida em três fases: a estimativa ou ajuste, verificação e previsão. Segundo Tucci (2000) a estimativa ou ajuste é a fase onde os parâmetros devem ser determinados. Posteriormente, a verificação é a simulação do modelo com os parâmetros já determinados e é onde existe a verificação do ajuste realizado. A previsão é a simulação do sistema pelo modelo com parâmetros ajustados para quantificação de suas respostas a diferentes entradas. Durante a verificação, já com o modelo ajustado, é comparado com outros dados para verificar se o modelo está representando a realidade da bacia. Assim com um modelo ajustado (calibrado) e verificado (validado) é possível utilizar para representar um sistema (cenário) ainda desconhecido.

3.6. SWAT

O SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) é um modelo matemático desenvolvido no começo da década de 90 nos EUA pelo *Agricultural Research Service* e pela *Texas A&M University*, e vem sofrendo desde então constantes revisões e aumento de capacidades.

É um modelo desenvolvido em escala de bacia hidrográfica com a finalidade de prever o impacto de práticas de manejo do solo em relação à água, sedimentos e produção química agrícola em bacias hidrográficas complexas não instrumentadas com diversas combinações de solos, usos e coberturas do solo e condições de manejo sobre longos períodos de tempo (NEITSCH *et al*, 2005). Opera em passo de tempo diário, e é capaz de simular longos períodos de dados. O SWAT é totalmente integrado ao SIG *ArcMap*, além de ser de domínio público e poder ser acessado pelo endereço eletrônico <http://www.brc.tamus.edu/swat/>.

A integração do SWAT com o SIG *ArcMap* permite uma melhor manipulação dos dados topográficos, pedológicos e de cobertura do solo, o que resulta numa melhor representação da variabilidade espacial das características de uma determinada bacia hidrográfica (JUNIOR, 2013).

Conforme Santos (2005), as principais características do modelo SWAT são: (1) possuir base física, ou seja, incorpora equações que descrevem a relação entre as variáveis do sistema. Necessita de informação específica sobre clima, propriedades

do solo, relevo, vegetação, e sobre os usos e manejos do solo praticados na bacia. Baseados nestas informações consegue-se modelar os processos físicos associados com o movimento da água e de sedimentos, crescimento da vegetação, ciclagem de nutriente, qualidade da água, etc; (2) é distribuído, o que permite subdividir a bacia hidrográfica em sub-bacias de acordo com as diferenças de tipo de solo, cobertura vegetal, topografia e uso do solo; (3) utiliza informações de fácil disponibilidade; (4) é computacionalmente eficiente, visto que consegue a simulação de bacias em diferentes escalas e uma grande variedade de situações de uso e manejo do solo de forma rápida e eficiente; e permite simular longos períodos de forma contínua (>50 anos), o que é importante visto que muitos dos problemas relacionados com impactos ambientais só são percebidos quando avaliados por longos períodos de tempo.

Segundo Garrido (2003), utilizando-se da classificação proposta por Tucci (2000), o SWAT pode ser classificado como um modelo de simulação matemática contínuo, semidistribuído, determinístico e semiconceitual, que requer informações (dados de entrada) específicas.

Como já citado, o SWAT é do tipo semidistribuído, sendo assim, a bacia pode ser subdividida em sub-bacias. Esta divisão da bacia é realizada em duas etapas. Primeiramente, é baseada na topografia da área, dividindo a bacia hidrográfica em sub-bacias. Em seguida, cada sub-bacia é dividida em uma série de Unidades de Resposta Hidrológica (*Hydrologic Response Units* – HRU's), que representam uma combinação única de tipo de solo e tipo de cobertura (BOURAOUI *et al*, 2005). O escoamento é calculado para cada HRU's e propagado para obter o escoamento total para a sub-bacia. O que aumenta a precisão das predições e fornece uma melhor descrição física do balanço de água na bacia (ARNOLD *et al*, 1998).

A sua base semiconceitual faz com que o SWAT demande informações precisas quanto à bacia estudada, exigindo dados de entrada variáveis relacionados com as características físicas da bacia, além de dados climáticos. Tais especificidades permitem a simulação em bacias sem dados de vazão, erosão e evaporação (NEITSCH *et al*, 2005). Porém isto não possibilita a validação dos resultados, para tal é necessário o monitoramento destes dados *in situ*.

Segundo Uzeika (2009), a precipitação é o início do ciclo hidrológico para o modelo SWAT, considerado um dos principais dados de entrada do modelo. Desse modo, todos os resultados de hidrológico e de propagação, tanto de água quanto de sedimentos, simulados pelo SWAT, são dependentes da quantidade de água precipitada na bacia.

O SWAT inclui aspectos relacionados à hidrologia, clima, sedimentação/erosão, temperatura do solo, crescimento de plantas, nutriente, agrotóxicos, e práticas e manejos do solo (GREEN; GRIENSVEN, 2008). Independente de qual tipo de problema abordado com o modelo SWAT, o equilíbrio hídrico sempre será a força motora por trás de tudo que acontece na bacia hidrográfica. Portanto, para diagnosticar o transporte de sedimentos, por exemplo, o ciclo hidrológico simulado pelo modelo deve estar de acordo com o que realmente ocorre na bacia hidrográfica.

O escoamento superficial é o principal componente hidrológico do modelo, uma vez que atua diretamente no transporte de sedimentos, nutrientes e outros contaminantes (CARVALHO, 2014). Segundo Bonumá (2011), para simular satisfatoriamente a produção de sedimentos utilizando-se o modelo SWAT, primeiramente deve-se realizar uma análise do balanço hídrico da bacia e uma calibração dos componentes hidrológicos que controlam o aporte de sedimentos. Já que os sedimentos, assim como outros poluentes, são controlados pela água, e assim se a resposta hidrológica não for aceitável, consequentemente os outros processos também não serão.

Como em todo modelo matemático, o SWAT também utiliza de equações para a realização da modelagem desejada. A fase terrestre do ciclo hidrológico, conforme simulado pelo SWAT, é baseada na equação de equilíbrio hídrico, conforme descrito na equação (2).

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - w_{seep} - Q_{gw}) \quad (2)$$

Em que SW_t é a quantidade final de água no solo (mm H_2O), SW_0 é a umidade do solo inicial no dia i (mm H_2O), t é o tempo (dias); R_{day} é a quantidade de precipitação no dia i (mm H_2O); Q_{surf} é a quantidade de escoamento superficial no dia i (mm H_2O); E_a é a quantidade de evapotranspiração no dia i (mm H_2O); w_{seep} é a quantidade de

água presente na zona de infiltração do solo no dia i (mm H₂O); e Q_{gw} é a quantidade de água referente ao fluxo de retorno no dia i (mm H₂O) (NEITSCH *et al*, 2011).

O escoamento é intencionalmente separado para cada HRU e direcionado para que seja obtido um valor total de escoamento para a bacia hidrográfica (NEITSCH *et al*, 2011). Isso aumenta a precisão e fornece uma descrição física melhor do equilíbrio hídrico.

A erosão e produção de sedimentos são calculadas para cada HRU através da Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE) (NEITSCH *et al*, 2011). Enquanto a USLE utiliza-se da precipitação como o indicador de energia erosiva, a MUSLE utiliza-se da quantidade de escoamento para simular a erosão e a produção de sedimentos. Com isso, segundo Neitsch *et al* (2011), há um aumento da precisão do modelo visto que considera a umidade antecedente bem como a energia gerada pela chuva. A Equação Modificada de Perdas de Solos é ilustrada na equação (3).

$$sed = 11,8(Q_{surf} \cdot q_{peak} \cdot area_{hru})^{0,56} \cdot K_{USLE} \cdot C_{USLE} \cdot P_{USLE} \cdot LS_{USLE} \cdot CFRG \quad (3)$$

Em que sed é produção de sedimento em um determinado dia (toneladas); Q_{surf} é o volume do escoamento superficial (mm H₂O/ha); q_{peak} é a taxa de escoamento de pico (m³/s); $area_{hru}$ é a área da HRU (ha); K_{USLE} é o fator de erodibilidade do solo – representa as diferenças na susceptibilidade natural dos solos à erosão (TIWARI *et al*, 2000); C_{USLE} é o fator de uso e manejo do solo (adimensional) – taxa de perda de solo durante determinado estágio da cultura comparada à perda de solo na parcela padrão durante o mesmo período (TIWARI *et al*, 2000); P_{USLE} é o fator de práticas conservacionistas (adimensional) – representa o efeito das práticas conservacionistas, como plantio em nível, terraceamento e plantio em faixas, na erosão do solo (LANE *et al*, 1992); LS_{USLE} é o fator topográfico (adimensional) – que considera o fator comprimento da rampa e grau de declividade; e $CFRG$ é o fator de aspereza (adimensional).

Segundo o manual do modelo (NEITSCH *et al*, 2011), após a produção de sedimento ser avaliada por meio da equação MUSLE, o SWAT corrige este valor posteriormente considerando efeitos relacionados a neve, retardamentos e atrasos dos sedimentos devido ao escoamento superficial. Além disso, o modelo calcula também a contribuição de sedimento para canais de fluxo a partir de fontes

subterrâneas e laterais. Os sedimentos erodidos, que entram nestes canais, são simulados como sendo transportados a jusante pela deposição e degradação.

O fator topográfico (LS_{USLE}) é obtido através da equação (4).

$$LS_{USLE} = \left(\frac{L_{hill}}{22,1} \right)^m [65,41 \sin^2(\alpha_{hill}) + 4,56 \sin(\alpha_{hill}) + 0,065] \quad (4)$$

Em que L_{hill} é o comprimento da encosta (m), m é o termo exponencial e α_{hill} é o ângulo do declive.

Onde o termo exponencial varia com a declividade, sendo calculado a partir da equação (5).

$$m = 0,6[1 - \exp(-35,835.slp)] \quad (5)$$

Sendo que slp é a inclinação da HRU expressada como elevação em relação a distância (m/m). A relação entre α_{hill} e slp é demonstrada na equação (6).

$$slp = \tan \alpha_{hill} \quad (6)$$

A taxa de escoamento de pico (q_{peak}), ou seja, fluxo máximo de escoamento que ocorre com um determinado evento pluvial, é um indicador da potência erosiva de uma tempestade, e é usado para prever perda sedimento. O modelo SWAT calcula a taxa de escoamento de pico pela fórmula Racional, apresentada na equação (7).

$$q_{peak} = \frac{C.i.Área}{3,6} \quad (7)$$

Onde C é o coeficiente de escoamento superficial, i é a intensidade da chuva (mm/h) e a $Área$ é área da sub-bacia (km^2), sendo 3,6 um fator de conversão de unidades.

A quantidade máxima de sedimento que pode ser transportada de um curso d'água é uma função da velocidade mais alta do canal (NEITSCH *et al*, 2011). E a velocidade mais alta do canal é obtida pela equação (8).

$$v_{ch,pk} = \frac{q_{ch,pk}}{A_{ch}} \quad (8)$$

Em que $q_{ch,pk}$ é a vazão de pico (m^3/s) e A_{ch} é a área da sessão do canal (m^2). Desta forma, a quantidade máxima de sedimentos que pode ser transportada na sessão é obtida através da equação (9).

$$conc_{sed,ch,mx} = c_{sp} \cdot v_{ch,pk}^{spexp} \quad (9)$$

Onde $conc_{sed,ch,mx}$ é a concentração máxima de sedimento que pode ser transportada pela água (ton/m ou kg/L), c_{sp} é um coeficiente definido pelo usuário, $v_{ch,pk}$ é velocidade de pico do canal e $spexp$ é um expoente definido pelo usuário – que varia entre 1,0 e 2,0 (NEITSCH *et al*, 2011).

A concentração máxima calculada é então comparada com a concentração de sedimento no curso d'água no início do tempo ($conc_{sed,ch,i}$). Segundo Neitsch *et al* (2011), quando a $conc_{sed,ch,i}$ é maior que $conc_{sed,ch,mx}$, a deposição é o processo dominante no curso d'água do canal e a quantidade líquida de sedimento depositado é calculada pela equação (10).

$$Sed_{dep} = (conc_{sed,ch,i} - conc_{sed,ch,mx}) \cdot V_{ch} \quad (10)$$

Em que Sed_{dep} é a quantidade de sedimento depositado no curso d'água (toneladas), $conc_{sed,ch,i}$ é a concentração de sedimento inicial no curso d'água (kg/L ou ton/ m^3), $conc_{sed,ch,mx}$ é a concentração máxima de sedimento que pode ser transportada pela água (kg/L ou ton/ m^3), e V_{ch} é o volume de água no curso d'água (m^3).

Porém, caso a $conc_{sed,ch,i}$ seja menor que $conc_{sed,ch,mx}$, a degradação é o processo dominante no curso d'água e a quantidade líquida de sedimento carregado novamente é calculado por meio da equação (11).

$$Sed_{deg} = (conc_{sed,ch,mx} - conc_{sed,ch,i}) \cdot V_{ch} \cdot K_{ch} \cdot C_{ch} \quad (11)$$

Onde Sed_{deg} é a quantidade de sedimento carregado novamente no curso d'água (toneladas), $conc_{sed,ch,mx}$ é a concentração máxima de sedimento que pode ser transportada pela água (kg/L ou ton/ m^3), $conc_{sed,ch,i}$ é a concentração de sedimento inicial no curso d'água (kg/L ou ton/ m^3), V_{ch} é o volume de água no curso d'água (m^3), K_{ch} é o fator de erosão do canal e C_{ch} é o fator de cobertura do canal.

A partir do cálculo da quantidade de deposição e degradação, a quantidade final de sedimento no curso d'água pode ser determinada equação (12).

$$Sed_{ch} = Sed_{ch,i} - Sed_{dep} + Sed_{deg} \quad (12)$$

Em que Sed_{ch} é a quantidade de sedimento suspenso no curso d'água (toneladas), $Sed_{ch,i}$ é a quantidade de sedimento suspenso no curso d'água no começo do período de tempo (toneladas), Sed_{dep} é a quantidade de sedimento depositado no curso d'água (toneladas) e Sed_{deg} é a quantidade de sedimento carregado novamente no curso d'água (toneladas).

Assim a quantidade de sedimento transportado para fora do curso d'água é calculada pela equação (13).

$$Sed_{out} = Sed_{ch} \cdot \frac{V_{out}}{V_{ch}} \quad (13)$$

Onde Sed_{out} é a quantidade de sedimento transportado para fora do curso d'água (toneladas), Sed_{ch} é a quantidade de sedimento suspenso no curso d'água (toneladas), V_{out} é o volume de fluxo durante o passo de tempo ($m^3 H_2O$) e V_{ch} é o volume de água no curso d'água ($m^3 H_2O$).

Segundo Neitsch *et al* (2011), nesse método presume-se que a erosão seja limitada somente pela capacidade de transporte, isto é, o fornecimento de sedimento é ilimitado por causa da erosão do canal. Por exemplo, se o leito na entrada do canal for menor que a capacidade de transporte, então supõe que a erosão do canal cumpra esse déficit. Em contra partida, se o leito na entrada do canal for maior que a capacidade de transporte, a diferença na carga será depositada dentro do canal. Este método não registra a distribuição do tamanho da partícula nos cursos d'água, e supõe-se que todas as partículas sejam do tamanho do silte. Esse método também não divide a erosão do canal entre margem e leito do rio, apenas supõe-se que a deposição ocorra somente no canal principal; a deposição de sedimentos na planície de inundação também não é modelada separadamente (NEITSCH *et al*, 2011).

O escoamento superficial ocorre sempre quando a taxa de aplicação de água à superfície do solo excede a taxa de infiltração (NEITSCH *et al*, 2011). Inicialmente, quando a água é aplicada a um solo seco, a taxa de infiltração é geralmente alta. No

entanto, à medida que o solo fica mais molhado esta taxa diminui. Quando a taxa de aplicação é maior que a taxa de infiltração, as depressões superficiais começam a encher. Caso a aplicação de água continue a ser maior que a taxa de infiltração, e todas as depressões superficiais encheram, dar-se início ao escoamento superficial.

Segundo Neitsch *et al* (2011) o modelo SWAT oferece duas maneiras de estimar o escoamento superficial: (1) a metodologia de curva-número (CN) ou SCS-CN (*Soil Conservation Service – Curve Number*) ou (2) através do método de infiltração de *Green & Ampt*. Sendo que a metodologia padrão utilizada é a de curva-número. Segundo Kuwajima (2012) a maior limitação do método de curva-número é o fato desta não considerar eventos de pico de chuva ou a duração dos eventos, ou seja, este método parte da premissa que a chuva total diária está diluída em suas 24 horas. Ainda segundo Kuwajima (2012), o método de infiltração *Green & Ampt*, no entanto, baseia-se em escala temporal, podendo assim representar impactos da intensidade de chuvas e a duração dos processos de infiltração.

Segundo Neitsch *et al* (2011), a equação da curva-número é expressa pela equação (14):

$$Q_{surf} = \frac{(R_{day} - 0,2S)^2}{R_{day} + 0,8S}, R_{day} > 0,2S ; Q_{surf} = 0, R_{day} \leq 0,2S \quad (14)$$

Onde Q_{surf} é o volume do escoamento superficial (mm H₂O/ha), R_{day} é a precipitação em 24 horas (mm) e S é o parâmetro de retenção (adimensional).

O parâmetro de retenção varia função das seguintes variáveis: (1) espacialmente, em função dos diferentes tipos de solo, uso e manejo da terra e declividade; (2) com o tempo, em função das alterações de umidade do solo (USEIKA, 2009). Este parâmetro está relacionado com a curva-número pela equação (15).

$$S = 25,4 \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right) \quad (15)$$

Em que CN é o valor da curva- número (adimensional). O valor da curva-número varia de 1 a 100, onde os extremos correspondem respectivamente, a uma cobertura permeável até uma cobertura impermeável (USEIKA, 2009). Ou seja, para

CN igual a 100, o escoamento superficial seria igual à chuva total e quando CN for igual a 1, não haverá escoamento superficial (KUWAJIMA, 2012).

Garbossa *et al* (2011) apresenta uma revisão de 1999 a 2010 dos estudos que utilizaram SWAT no Brasil. Ele concluiu a partir de todos os trabalhos analisados, que o SWAT tem grande potencial de ser usado no Brasil como um suporte de decisão para comitês de bacias, e por instituições governamentais ambientais e hidrológicos. No entanto, até agora, a maioria dos trabalhos com SWAT estão sendo desenvolvidos para propósitos acadêmicos. Vários estudos identificou a potencialidade da utilização de SWAT em diferentes regiões brasileiras, para as diferentes condições climáticas, de tamanhos de bacias hidrográficas, e diferentes condições de solo e ambiente. Estes estudos demonstraram a robustez do modelo, deste modo é importante continuar testando continuamente o modelo para diferentes condições, mas também usá-lo como uma ferramenta de apoio à decisão em aplicações práticas.

O modelo SWAT foi desenvolvido com base em um banco de dados extenso de solo, plantas, práticas de gestão agrícola e dados climáticos dos Estados Unidos. O modelo foi originalmente concebido para utilizar as informações de fácil aquisição, exigindo pouca ou nenhuma calibração quando usado em bacias hidrográficas da América do Norte. Segundo Bonumá *et al* (2011), a utilização do SWAT em regiões com características distintas daquelas de origem dos dados deve ser realizada com cautela. Assim, quando aplicado em regiões com dados pobres e onde as características de clima, solos, plantas e práticas de gestão agrícola diferem da realidade norte-americana, torna-se necessária para realizar a calibração dos parâmetros do modelo (BONUMÁ, 2011).

Como mencionado, a utilização do SWAT no Brasil, é necessário a realização da calibração. Anteriormente à calibração, deve ser realizada uma análise de sensibilidade para os parâmetros de entrada, e assim segue para a calibração. Van Griensven *et al* (2006) destaca a importância da realização da análise de sensibilidade, visto que de vários parâmetros de *input* que são operados pelo SWAT, apenas alguns possuem real importância para a calibração do modelo e consequentemente para os respectivos *outputs* da bacia estudada.

3.7. Utilização do SWAT em Bacias com reservatórios

O acúmulo de sedimentos em reservatórios pode causar o assoreamento do reservatório, diminuindo sua vida útil e eficiência. Um estudo realizado pelo Banco Mundial (MAHMOOD, 1987) concluiu que a vida útil média dos reservatórios existentes em todos os países no mundo decresceu de 100 para 22 anos. Para realizar a remoção destes volumes assoreados, Mahmood avaliou um custo de 6 bilhões de dólares. Foi comprovado também que a perda média anual de volume dos reservatórios devido ao depósito de sedimentos era de 1%, sendo variável de país para outro, bem como de região para outra.

Segundo Carvalho (2008), o assoreamento gradual do reservatório pode impedir a operação do mesmo. Para o caso de usinas hidrelétricas, por exemplo, quando o sedimento depositado atinge a tomada d'água, este não pode mais ser operado.

As obras de dragagem destes sedimentos além de serem muito caras, resolvem apenas os sintomas do problema e não suas causas. Desta maneira as quantificações desse assoreamento e de suas causas são extremamente necessárias para o planejamento e gestão de recursos hídricos (CARVALHO, 2008).

Kuwajima (2012) em sua dissertação de mestrado objetivou aplicar e avaliar o modelo SWAT como ferramenta estimativa de geração de sedimentos para reservatórios, avaliando seus resultados, suas potencialidades e fragilidades para as condições locais e sugerir futuras pesquisas no modelo. Avaliou-se também a ferramenta como suporte para análise da estimativa de assoreamento de barragens; e como ferramenta de suporte a decisão para o gerenciamento de recursos hídricos. Ele concluiu que a estimação destes processos pelo SWAT é bastante satisfatória, no entanto a falta de dados para trabalhá-los se tornou uma grande barreira.

Junior (2013) realizou um estudo utilizando-se do SWAT para avaliar a produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Itaqueri, onde insere o Reservatório do Lobo. Além de contribuir com um cenário de produção de sedimentos na bacia, pode-se avaliar a contribuição para o assoreamento do reservatório. Verificou-se que o principal contribuinte para o aporte de sedimentos ao Reservatório do Lobo é o Rio Itaqueri, responsável por 65% do total, cerca de 19.500 toneladas/ano de sedimentos.

Noh *et al* (2013) avaliou a propagação da turbidez, causado por sólidos em suspensão em dois reservatórios da Coréia, o Andong e Imba. A alta turbidez liberada a montante dos reservatórios produz impactos negativos no ambiente fluvial, além de aumentar o custo de tratamento de água, dificultando as operações de captação de água à jusante dos reservatórios. Estes reservatórios sofriam por conta da alta turbidez depois de um evento de tempestade que ocorreu em 2002 e 2003. Este trabalho propunha integrar a qualidade da água, sua hidrodinâmica bem como a hidrologia da bacia para simular a propagação da água turva para jusante dos reservatórios utilizando-se o modelo de simulação hidrodinâmica CE- Qual- Riv1 juntamente com o SWAT.

Shen *et al* (2011) utilizou-se da técnica de estimativa da incerteza de probabilidade generalizada (*Generalized Likelihood Uncertainty Estimation*, GLUE) juntamente com o SWAT para quantificar o parâmetro de incerteza do fluxo de água e sedimento na bacia hidrográfica do reservatório Three Gorges, na China. Os resultados indicaram que apenas alguns parâmetros foram sensíveis e teve um grande impacto sobre o fluxo de água e de sedimentos. Este estudo demonstrou que é preciso ter bastante cuidado ao calibrar o modelo SWAT com parâmetros não identificáveis.

Xu *et al* (2009) utilizou-se o SWAT para simular o transporte de escoamento superficial e sedimentos no Reservatório Miyun, em Pequim. Seu principal objetivo foi validar o desempenho do SWAT e a viabilidade do uso deste modelo como um simulador de processos de escoamento e transporte de sedimentos numa área de influência de uma região árida e semiárido no norte da China, e os processos relacionados que afetam a quantidade de água e erosão do solo na bacia hidrográfica estudada. O estudo utilizou-se de uma série histórica de 6 anos de vazão e de sedimento de 1986-1991; os dados de 1986-1988 foram utilizados para a calibração e os de 1989-1991 para validação. Para a simulação de sedimentos, a eficiência é menor do que para o escoamento. Mesmo assim, o coeficiente de Nash-Sutcliffe e coeficiente de determinação foram maiores do que 0,48 e 0,6 para o rendimento mensal de sedimentos durante a calibração, e estes valores foram maiores do que 0,84 e 0,95 durante a validação. Apesar de ter superestimado o escoamento diário e subestimado a produção de sedimentos, e a eficiência de

modelagem para o escoamento diário ter sido baixo, a previsão ainda estava dentro dos limites aceitáveis de precisão.

Brito (2015) utilizou-se do SWAT para estimar a vazão e a produção de sedimentos na bacia do rio Santa Maria da Vitória – ES. Um de seus objetivos foi analisar a aplicabilidade do modelo em uma bacia com diversas declividades e com a presença de reservatórios voltados para a produção de energia elétrica. Em seu estudo, a aplicação na bacia hidrográfica do rio Santa Maria com o SWAT só se mostrou aplicável para a sub-bacia a montante dos reservatórios. Assim, chegou-se a conclusão que para as condições estudadas e com os parâmetros avaliados, o SWAT não se mostrou um bom modelo para a previsão da produção de sedimentos para a jusante dos reservatórios. A obtenção de resultados não satisfatórios foi atribuída aos poucos dados de monitoramento, necessários para a realização de um melhor ajuste, além da não incorporação de uma regra de operação dos reservatórios mais próxima da realidade.

Segundo Neitsch *et al* (2011), não é realizada uma distinção no modelo se o reservatório é de ocorrência natural ou construída pelo homem. O balanço de água dos reservatórios são descritos conforme a equação (16).

$$V = V_{stored} + V_{flowin} - V_{flowout} + V_{pcp} - V_{evap} - V_{seep} \quad (16)$$

Sendo que V é o volume de água no represamento no final do dia ($m^3 H_2O$), V_{stored} é volume de água armazenado no corpo d'água no início do dia ($m^3 H_2O$), V_{flowin} é o volume de água que entra no corpo d'água durante o dia ($m^3 H_2O$), $V_{flowout}$ é o volume de água que sai no corpo d'água durante o dia ($m^3 H_2O$), V_{pcp} é o volume de água precipitado no corpo d'água durante o dia ($m^3 H_2O$), V_{evap} é o volume de água retirado do corpo d'água por meio da evaporação durante o dia ($m^3 H_2O$) e V_{seep} é o volume de água perdido do corpo d'água por meio da infiltração ($m^3 H_2O$).

O volume de saída dos reservatórios é calculado a partir da vazão diária liberada pelo reservatório, ou seja, a partir da sua regra de operação que é inserida pelo usuário no modelo. Este volume é calculado a partir da equação (17).

$$V_{flowout} = 86400 \cdot q_{out} \quad (17)$$

É necessário conhecer-se a área superficial do reservatório para o cálculo do volume precipitado, evaporado e infiltrado. A área superficial varia com a mudança do volume de água armazenado no reservatório. A área superficial é diariamente atualizada segundo a equação (18).

$$SA = \beta_{sa} \cdot V^{expsa} \quad (18)$$

Em que SA é a área superficial do corpo d'água (ha), β_{sa} é um coeficiente, V é o volume de água no represamento e $expsa$ é um expoente.

O coeficiente β_{sa} (equação 19) e o expoente $expsa$ (equação 20) são obtidos utilizando-se dois pontos conhecidos. Os dois pontos conhecidos são a área superficial e volume do reservatório em sua cota máxima e em sua cota de operação normal.

$$expsa = \frac{\log_{10}(SA_{em}) - \log_{10}(SA_{pr})}{\log_{10}(V_{em}) - \log_{10}(V_{pr})} \quad (19)$$

$$\beta_{sa} = \left(\frac{SA_{em}}{V_{em}} \right)^{expsa} \quad (20)$$

Sabendo-se que SA_{em} é a área superficial do reservatório em sua cota máxima (ha), SA_{pr} é a área superficial do reservatório em sua cota de operação normal (ha), V_{em} é o volume superficial do reservatório em sua cota máxima ($m^3 H_2O$) e V_{pr} é o volume superficial do reservatório em sua cota de operação normal ($m^3 H_2O$).

Assim, o volume de precipitação pode ser calculado durante um dia através da equação (21).

$$V_{pcp} = 10 \cdot R_{day} \cdot SA \quad (21)$$

Onde V_{pcp} é o volume de água adicionado ao corpo d'água através da precipitação durante o dia ($m^3 H_2O$), R_{day} é a quantidade de chuva durante este dia (mm H_2O) e SA é a área superficial do corpo d'água (ha).

O volume de água perdido pela evaporação é calculado pela equação (22):

$$V_{evap} = 10 \cdot \eta \cdot E_0 \cdot SA \quad (22)$$

Em que V_{evap} é o volume retirado do corpo d'água pela evaporação durante o dia ($\text{m}^3 \text{H}_2\text{O}$), η é o coeficiente de evaporação (0,6), E_0 é o potencial de evapotranspiração para o dia ($\text{mm H}_2\text{O}$) e SA é a área superficial do corpo d'água (ha).

Da mesma maneira é obtido o volume infiltrado no fundo do reservatório (equação 23).

$$V_{\text{seep}} = 240 \cdot K_{\text{sat}} \cdot SA \quad (23)$$

Sabendo-se que V_{seep} é o volume perdido do corpo d'água através da infiltração ($\text{m}^3 \text{H}_2\text{O}$), K_{sat} é o coeficiente de condutividade hidráulica efetivo do fundo do reservatório (mm/h) e SA é a área superficial do corpo d'água (ha).

A taxa de deposição de sólidos suspensos em um corpo d'água em um dado dia é calculada em função da concentração. A concentração inicial de sólidos suspensos é calculada a partir da equação (24).

$$\text{conc}_{\text{sed},i} = \frac{(\text{sed}_{\text{wb},i} + \text{sed}_{\text{flowin}})}{(V_{\text{stored}} + V_{\text{flowin}})} \quad (24)$$

Onde $\text{conc}_{\text{sed},i}$ é a concentração inicial de sólidos suspensos na água (Mg/m^3), $\text{sed}_{\text{wb},i}$ é a quantidade de sedimento no corpo d'água no início do dia (toneladas), $\text{sed}_{\text{flowin}}$ é a quantidade de sedimento adicionados no corpo d'água a partir da vazão que entra (tonelada), V_{stored} é o volume de água armazenado no corpo d'água ou no canal no começo do dia ($\text{m}^3 \text{H}_2\text{O}$) e V_{flowin} é o volume de água que entra no corpo d'água em um dado dia ($\text{m}^3 \text{H}_2\text{O}$).

A deposição apenas acontece quando a concentração do corpo d'água excede a concentração de equilíbrio de sólidos suspensos, que é especificada pelo usuário – $\text{conc}_{\text{sed},eq}$. A concentração de sedimento no corpo d'água no fim do dia é calculado a partir da equação (25) ou equação (26).

$$\text{conc}_{\text{sed},f} = (\text{conc}_{\text{sed},i} - \text{conc}_{\text{sed},eq}) \cdot \exp[-k_s \cdot t \cdot d_{50}] + \text{conc}_{\text{sed},eq} \quad \text{se } (\text{conc}_{\text{sed},i} > \text{conc}_{\text{sed},eq}) \quad (25)$$

$$\text{conc}_{\text{sed},f} = \text{conc}_{\text{sed},i}, \quad \text{se } (\text{conc}_{\text{sed},i} \leq \text{conc}_{\text{sed},eq}) \quad (26)$$

Em que $conc_{sed,f}$ é a concentração final de sedimentos no corpo d'água (Mg/m^3), $conc_{sed,i}$ é a concentração inicial de sólidos suspensos na água (Mg/m^3), $conc_{sed,eq}$ é a concentração de equilíbrio de sólidos suspensos no corpo d'água (Mg/m^3), k_s é a constante de decaimento (1/dia), t é o período de tempo (1 dia) e d_{50} é diâmetro médio das partículas de sedimento que entram no corpo d'água (μm). Assumindo-se que 99% de partículas de 1 μm se deposite em 25 dias, tem-se k_s igual a 0,184.

A quantidade de sedimentos depositados em um dado dia é calculado utilizando-se a equação (27).

$$sed_{stl} = (conc_{sed,i} - conc_{sed,eq}).V \quad (27)$$

Sabendo que sed_{stl} é a quantidade de sedimento removida da água pela deposição (toneladas), $conc_{sed,i}$ é a concentração inicial de sólidos suspensos na água (Mg/m^3), $conc_{sed,eq}$ é a concentração de equilíbrio de sólidos suspensos no corpo d'água (Mg/m^3) e V é o volume de água armazenada no reservatório ($m^3 H_2O$).

3.8. Análise de sensibilidade e calibração

Segundo Arnold *et al* (2012) o primeiro passo no processo de calibração e validação no SWAT é a determinação dos parâmetros mais sensíveis para a bacia estudada. O usuário determina as variáveis a serem ajustadas com base em sua experiência ou a partir da análise de sensibilidade.

A análise de sensibilidade é o processo que determina a taxa de variação no resultado do modelo em relação com as mudanças dos parâmetros (ARNOLD *et al*, 2012). Primeiramente é necessária a identificação dos parâmetros mais importantes e a precisão necessária para a calibração deste parâmetro.

Existem dois tipos de análise de sensibilidade que são geralmente utilizados: (1) o local, que modifica os valores um de cada vez; (2) ou o global, que permite que todos os valores dos parâmetros modifiquem. Segundo Arnold *et al* (2012), os dois métodos podem gerar resultados diferentes.

A análise de sensibilidade local representa a taxa de variação de um fator em função da variação de outro fator, o que conseqüentemente implica em uma relação entre

duas equações diferenciais (MCCUEN; SNYDER, 1986 *apud* SALLES & CHAVES, 2011).

A análise de sensibilidade global, no entanto, avalia de modo aleatório ou sistemático todo o intervalo de valores que podem ser atribuídos a um parâmetro e as combinações que podem existir entre os diferentes parâmetros (SALLES & CHAVES, 2011).

Segundo Arnold *et al* (2012) a sensibilidade de um parâmetro pode depender do valor de outro parâmetro relacionado, assim torna-se difícil a utilização do método local, visto por este método o valor correto de outros parâmetros que são fixos jamais serão conhecidos. No entanto, o método global também tem sua desvantagem, pois são necessários altos números de simulações. Porém ambos os métodos conseguem fornecer informações sobre a sensibilidade dos parâmetros que são necessários para o processo de calibração.

Diversos autores já apresentaram estudos que relacionam quais parâmetros mais influenciam no modelo. Foram apontados como os mais sensíveis, em sua maioria, os parâmetros relacionados com as propriedades físicas do solo, como densidade, condutividade hidráulica e, particularmente, capacidade de água disponível, além do número da curva, o qual se relaciona com o solo e a vegetação (LELIS *et al*, 2012). Na Tabela 1 são apresentados alguns autores e as variáveis identificadas por eles como as mais sensíveis, nas distintas especificidades dos seus trabalhos.

Tabela 1 - Parâmetros de maior sensibilidade no SWAT, segundo a literatura.

Parâmetros	Autores
Número da curva (CN2)	Lino <i>et al</i> (2009); Jha (2009); Reungsang <i>et al</i> (2009); Cibir <i>et al</i> (2010); Santos <i>et al</i> (2010)
Capacidade de água disponível (SOL_AWC)	Adriolo <i>et al</i> (2008); Jha (2009); Schmalz & Fohrer (2009); Reungsang <i>et al</i> (2009); Cibir <i>et al</i> (2010); Jeong <i>et al</i> (2010); Santosh <i>et al</i> (2010)
Condutividade hidráulica (SOL_K)	Adriolo <i>et al</i> (2008); Cibir <i>et al</i> (2010)
Fator de compensação da evaporação do solo (ESCO)	Lino <i>et al</i> (2009); Jha (2009); Schmalz & Fohrer (2009); Reungsang <i>et al</i> (2009); Cibir <i>et al</i> (2010); Jeong <i>et al</i> (2010); Santosh <i>et al</i> (2010)
Fator alfa de recessão do fluxo de base (ALPHA_BF)	Lino <i>et al</i> (2009); Jha (2009); Schmalz & Fohrer (2009); Reungsang <i>et al</i> (2009); Cibir <i>et al</i> (2010); Jeong <i>et al</i> (2010); Santosh <i>et al</i> (2010)
Profundidade da camada de solo (SOL_Z)	Adriolo <i>et al</i> (2008); Schmalz & Fohrer (2009)
Fração de percolação aquífero profundo(RCHRG_DP)	JhA (2009); Schmalz & Fohrer (2009)
Fator de cobertura vegetal existente no solo (USLE_C)	Adriolo <i>et al</i> (2008)
Fator práticas de conservação do solo (USLE_P)	Adriolo <i>et al</i> (2008)
Comprimento médio do declive-rampa lateral (SLSUBBSN)	Adriolo <i>et al</i> (2008); Cibir <i>et al</i> (2010); Santosh <i>et al</i> (2010)
Fator compensação de crescimento da planta (EPCO)	Jha (2009); Jeong <i>et al</i> (2010)
Declividade média da bacia (SLOPE);	Adriolo <i>et al</i> (2008); Cibir <i>et al</i> (2010)
Coeficiente retardo do escoamento superficial (SURLAG)	Lino <i>et al</i> (2009); Cibir <i>et al</i> (2010); Jeong <i>et al</i> (2010)

Fonte: Adaptado de LELIS *et al*, 2012

O segundo passo é o processo de calibração. A calibração tem o objetivo de obter uma melhor parametrização do modelo, reduzindo, assim, as incertezas da simulação (ARNOLD *et al*, 2012). A calibração do modelo é realizada através da substituição dos valores dos parâmetros considerados mais sensíveis, e posterior comparação das simulações do modelo (*output*) com os dados observados para as

mesmas condições. Essa substituição é realizada até a obtenção de um ajuste satisfatório do modelo.

Por ultimo, é realizada a validação, que consiste no processo de demonstrar que o modelo específico para aquela bacia é capaz de obter simulações suficientemente precisas. De acordo com Arnold *et al* (2012) a validação envolve a realização de uma simulação com os parâmetros determinados durante o processo de calibração, e comparar o resultado da simulação com dados observados que não foram utilizados na calibração. Por isso a importância de ter uma série temporal de dados capaz de utilizar uma parte para a calibração e outra para a validação.

Os próprios desenvolvedores do SWAT indicam a utilização de um aplicativo acessório, o SWAT-CUP (ARNOLD *et al*, 2012), voltado para procedimentos de calibração. O uso do SWAT-CUP para calibração automática dos parâmetros torna mais rápido e prático o ajuste entre os valores estimados pelo SWAT e os dados observados em monitoramento (FUKUNAGA, 2012).

SWAT-CUP é um programa de domínio público, portanto, pode ser usado e copiado livremente. O programa possui rápido processamento e possibilita a escolha de cinco diferentes métodos: SUFI2 (*Sequential Uncertainty Fitting*), GLUE (*Generalized Likelihood Uncertainty Estimation*), ParaSol (*Parameter Solution*), PSO (*Particle Swarm Optimization*) e MCMC (*Markov Chain Monte Carlo*). Ele permite a análise de sensibilidade, calibração, validação e análise de incerteza de modelos do SWAT (OLIVEIRA, 2014).

Setegn *et al* (2008) em seus estudos, calibraram e validaram o modelo SWAT usando os algoritmos SUFI-2, GLUE e PARASOL. Concluindo que o SUFI-2 é um método eficaz, mas requer iterações adicionais, bem como a necessidade de adequação dos intervalos de parâmetros.

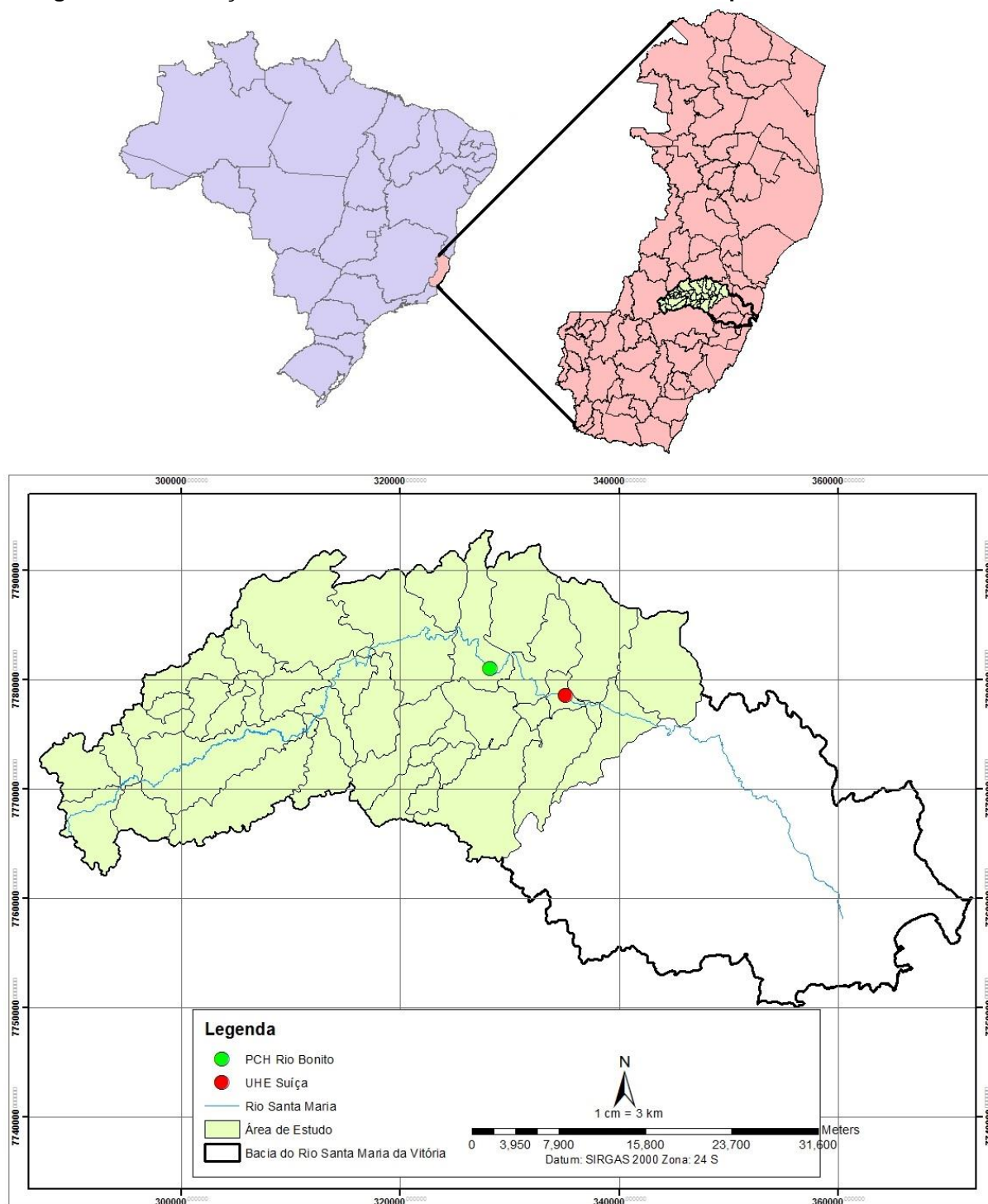
3. METODOLOGIA

Neste capítulo são apresentadas a área de estudo e as etapas metodológicas.

4.1. Área de Estudo

A bacia do rio Santa Maria da Vitória localiza-se na região central do estado do Espírito Santo (Figura 1). Nasce na região serrana do estado, na Serra do Garrafão, no município de Santa Maria de Jetibá, e engloba parte dos municípios de Cariacica, Santa Leopoldina, Serra, Viana e Vitória. Possui uma área de drenagem de aproximadamente 1800 km² e apresenta um desnível de aproximadamente 1100 metros, percorrendo cerca de 122 km de extensão até desaguar na Baía de Vitória, na forma de um delta.

Figura 1 - Localização da Bacia do Rio Santa Maria da Vitória e respectiva área de estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Seus principais afluentes são, os rios Possmouser, Claro, São Luís, Bonito, da Prata, Timbuí, Mangaraí, das Pedras, Caramuru, Duas Bocas, Triunfo, Jequitibá, Farinhas, Fumaça e São Miguel.

Em seu curso, o rio Santa Maria da Vitória sofre dois barramentos, formando os reservatórios Rio Bonito e Suíça, responsáveis respectivamente pela produção de 15 e 30 MW de energia.

A hidrelétrica de Rio Bonito fica localizada no município de Santa Maria de Jetibá, a 60 km de Vitória. A usina teve ser sua construção iniciada em 1952 e foi inaugurada em 1959 (ESCELSA, 2014). Em 1965, com objetivo de aproveitar o potencial hidráulico do Rio Santa Maria da Vitória devido às acentuadas declividades ali encontradas, e também devido à sua proximidade com o principal consumidor, foi inaugurada a UHE Suíça. A UHE Suíça está localizada no município de Santa Leopoldina, a cerca de 10 km da hidrelétrica Rio Bonito. Na Tabela 2 podem ser observadas as principais características de ambos os reservatórios.

Tabela 2 - Características dos reservatórios Rio Bonito e Suíça.

Características	PCH Rio Bonito	UHE Suíça
Potência:	15 MW	30 MW
Nº de turbinas/geradores:	3	2
Vazão máxima por turbina:	4,4 m³/s	8 m³/s
Comprimento do vertedouro:	63,00 m	46,00 m
Área do reservatório:	2,2 km²	0,6 km²
Volume do reservatório:	26.350.000 m³	1.300.000 m³
Área da bacia hidrográfica:	542 km²	804 km²
Queda líquida:	159,00 m	240,0 m
Tensão de geração:	6,3 kV	6,3 kV

Fonte: ESCELSA, 2014.

O rio Santa Maria da Vitória é um dos dois principais mananciais de abastecimento de grande parte da região da Grande Vitória. Em seu curso final, após atravessar a cidade de Santa Leopoldina, a CESAN capta água para o abastecimento da população da região metropolitana de Vitória. Juntamente com a Bacia do Rio Jucu, abastecem cerca de 60% da população do Espírito Santo (SILVA, 2009).

Segundo a classificação climática de Köppen, na bacia do rio Santa Maria da Vitória predominam dois tipos climáticos: o Tropical Úmido de Altitude - com temperaturas amenas no verão e intensas precipitações orográficas, em vários períodos do ano - e o Tropical Úmido das faixas litorâneas (ANA, 2014). Por conta das chuvas orográficas, os índices pluviométricos da região serrana são maiores que os do litoral. As precipitações pluviométricas anuais da bacia do rio Santa Maria da Vitória

variam de 1100 à 1300 mm nas proximidades do litoral e crescem em direção à cabeceira até a ordem de 1800 mm (CORREA JUNIOR, 2003).

O período de águas altas dos rios vai de dezembro a março, sendo que as maiores vazões ocorrem com maior frequência em dezembro. A época de estiagem vai de julho a setembro, com as vazões mínimas ocorrendo mais frequentemente em setembro. Em geral, as descargas acompanham os índices de precipitação (ANA, 2014).

As principais atividades econômicas desenvolvidas na Bacia do Rio Santa Maria da Vitória são a agropecuária, a pesca, algumas atividades industriais e o turismo. Segundo Nali *et al* (2007), dentre os principais problemas detectados na bacia, pode-se destacar a ocupação desordenada do solo, a destruição da mata ciliar das nascentes, e dos cursos d'água, o desmatamento e as queimadas, os processos erosivos, assoreamento e poluição por causa do lançamento de efluentes domésticos, efluentes agroindustriais e resíduos sólidos diretamente nos cursos d'água.

A região a ser modelada compreende entre a montante da PCH Rio Bonito até jusante da UHE Suíça, cerca de 1008 km², no intuito de compreender melhor a influência destes reservatórios no transporte de sedimentos desta bacia.

4.2. Coleta e monitoramento de dados de entrada

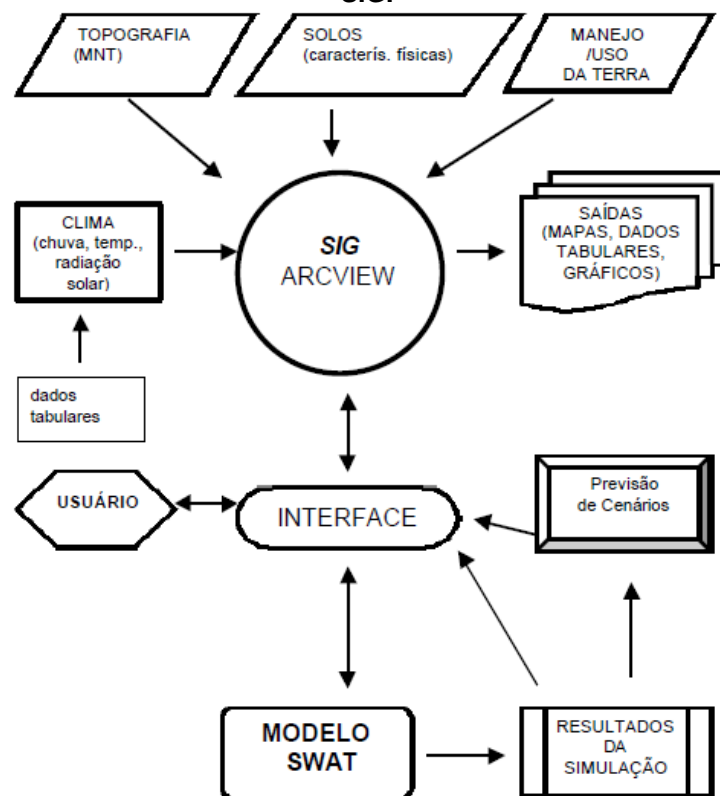
Como já mencionado, o SWAT é um modelo hidrossedimentológico que opera em escala de bacia, geralmente aplicado em simulações contínuas no tempo, e também pode ser utilizado para a obtenção de dados diários e sub-diários (UKEIKA, 2009). Assim, as informações necessárias para alimentar o modelo devem ser obviamente referentes à bacia estudada e os dados tabulares de entrada devem ter o intervalo de tempo que se deseja obter nos resultados.

Os dados de entrada no SWAT são dos tipos: planos de informações e dados alfanuméricos. Os planos de informações necessários são: Modelo Numérico do Terreno (MNT), uso do solo e tipos de solo, ambos em formato de *shape.file*, e são inseridos no modelo via interface com o *ArcMap*. Os dados alfanuméricos inseridos,

também via *ArcMap*, são precipitação, temperatura máxima e mínima, radiação solar, umidade relativa do ar e velocidade do vento. A interface automaticamente subdivide a bacia em sub-bacias a partir do MNT, e então extrai os dados de entrada a partir dos planos de informações e do banco de dados relacionais para cada sub-bacia (MACHADO, 2002).

Os procedimentos para a geração da base de dados estão representados na Figura 2.

Figura 2 - Procedimentos para geração da base de dados e simulações do modelo SWAT via SIG.



Fonte: Machado, 2002.

Na sequência será apresentada as informações requeridas pelo modelo SWAT, o que ajudará a compreender melhor o funcionamento do modelo, e principalmente conhecer quais os dados necessários para a sua aplicação.

4.2.1. Modelo Numérico do Terreno

Um Modelo Numérico de Terreno, comumente chamado de MNT, é uma representação matemática contínua da distribuição espacial das variações de

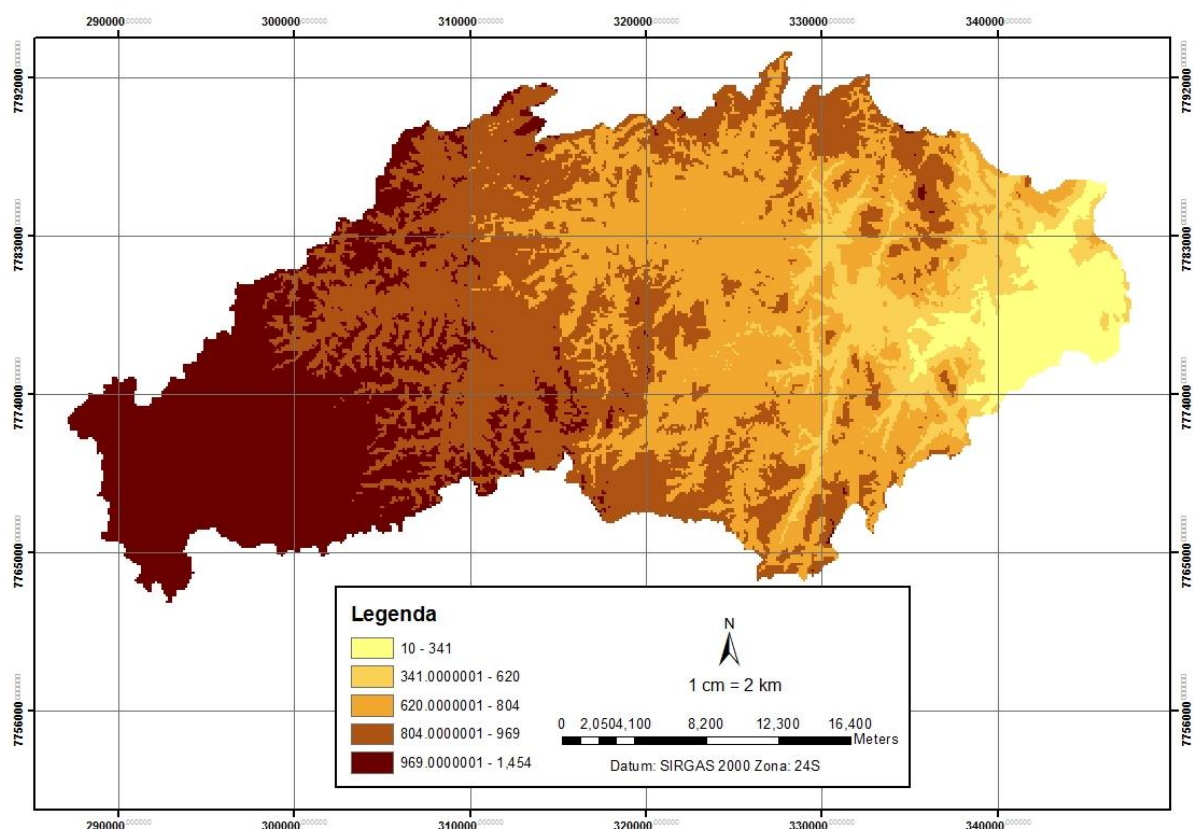
altitude numa área, obtido a partir das curvas de nível e pontos altimétricos (UZEIKA, 2009).

Quanto maiores as resoluções do MNT, melhor representadas são as feições topográficas do terreno. Segundo Quinn *et al* (1991), resolução acima de 50 m do MNT pode levar a resultados errôneos quando usado o algoritmo de direcionamento único do fluxo. A literatura recomenda, para estudos em pequenas bacias, uma resolução do MNT de 10 a 30 metros. Porém, segundo Machado (2002), em áreas planas, o nível de detalhamento pouco altera os valores de altitude. Ao contrário, um MNT muito detalhado, para aplicações hidrológicas, pode resultar em problemas na definição da rede de drenagem, gerando canais paralelos, que não existem na situação real. Segundo Helmlinger *et al* (1993), o uso de MNT para a geração automática da rede de drenagem é bastante promissor, porém deve ser feito com cuidado, e desde que a resolução do MNT seja adequada. A partir destas observações, buscou-se por uma MNT com resolução entre 10 e 30 metros.

Foram solicitadas ao *Land Processes Distributed Active Archive Center* – LPDAAC – ASTER NASA, imagens com pixels de 30 metros, através do site <https://lpdaac.usgs.gov/>, e utilizadas como MNT.

O MNT da bacia do rio Santa Maria da Vitória foi recortada com o objetivo de modelar apenas as áreas a montante dos reservatórios e logo a jusante – até o último ponto de monitoramento sedimentométrico, resultando em uma área de aproximadamente 1008 km². As cotas variam de 10 a 1454 metros. O MNT da área de estudo pode ser observada na Figura 3.

Figura 3 - Modelo Numérico do Terreno para a região de estudo na Bacia Hidrográfica do Santa Maria da Vitória.

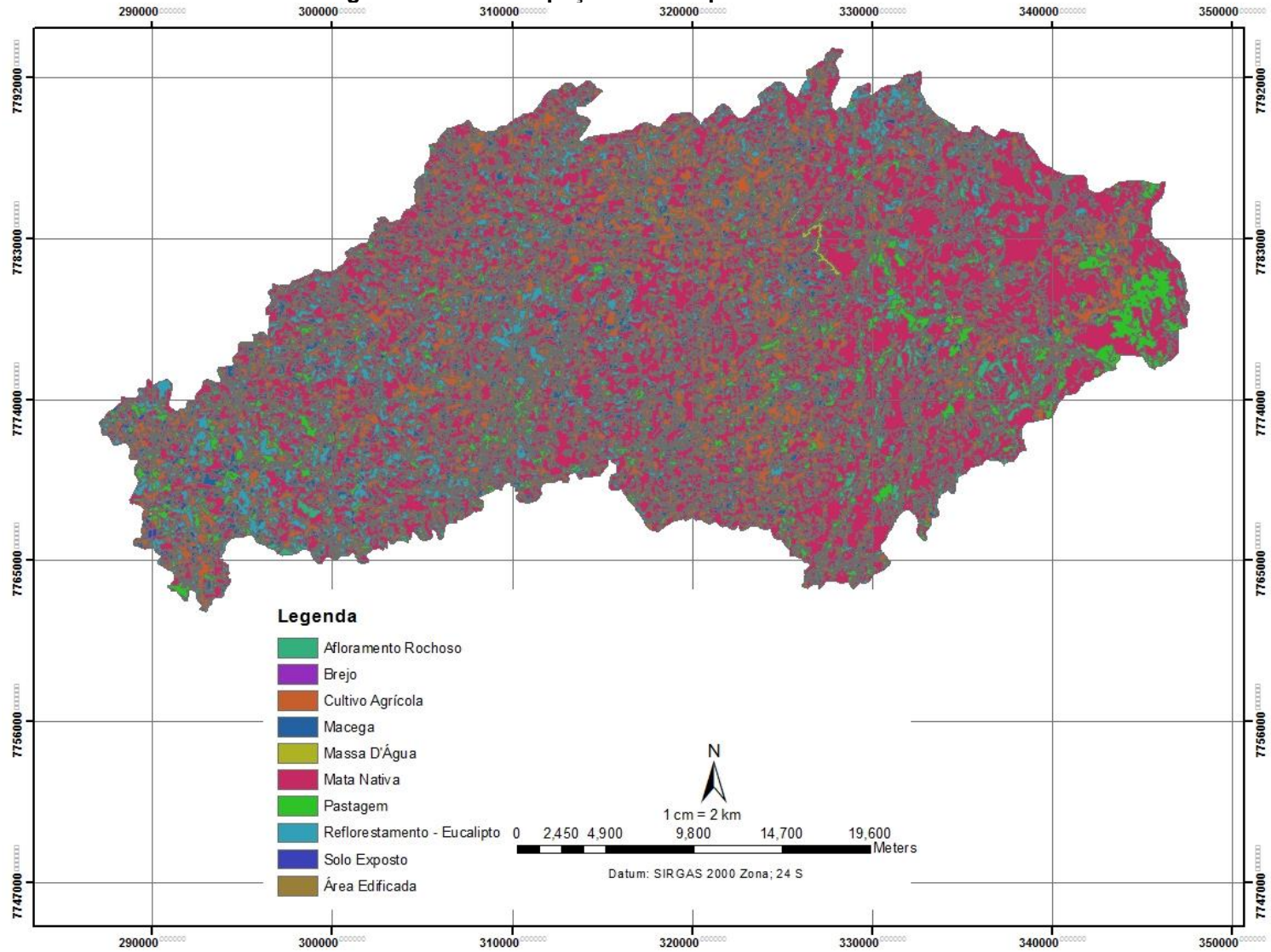


Fonte: Elaborado pelo autor.

4.2.2. Mapa de uso e ocupação do solo

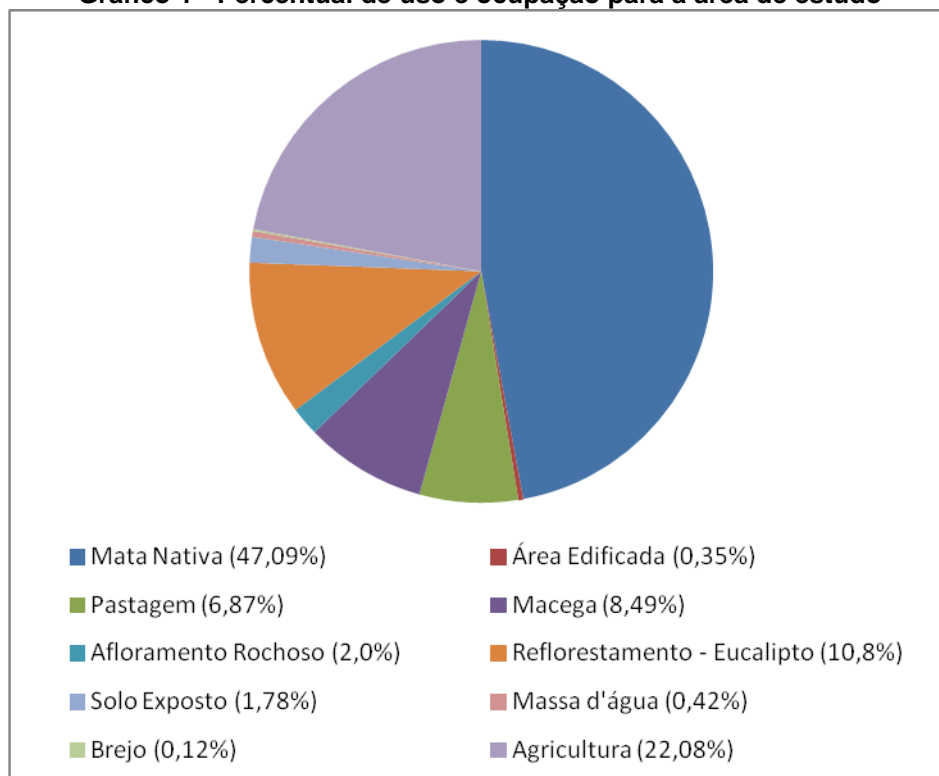
Para a confecção do mapa de uso e ocupação do solo foram obtidos os *shapes* contendo informações da bacia do rio Santa Maria da Vitória através da Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Seama (2015). Na Figura 4 está apresentada o Mapa de Uso e Ocupação da área de estudo, e no Gráfico 1 o percentual de área para cada uso e ocupação.

Figura 4 - Uso e Ocupação do Solo para a área de estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 1 - Percentual de uso e ocupação para a área de estudo



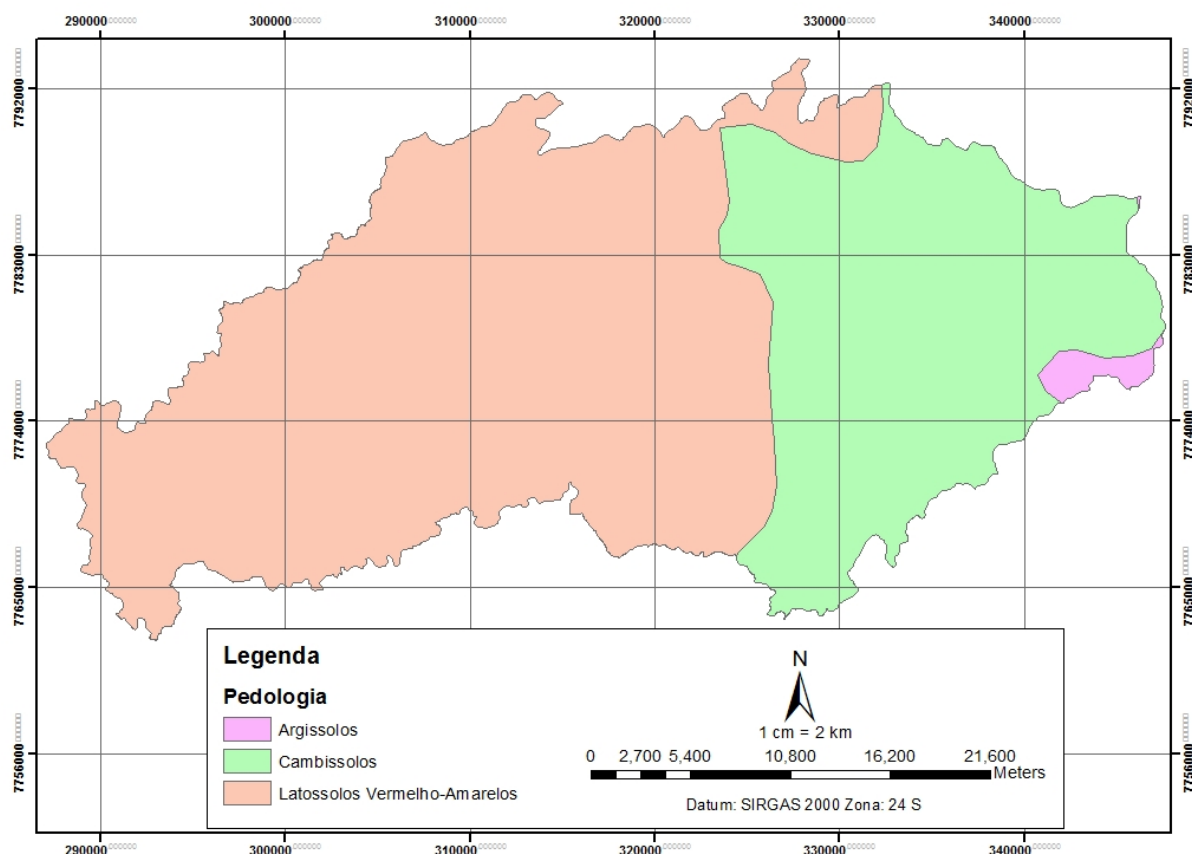
Fonte: Elaborado pelo autor.

Como demonstrado na Figura 4 e no Gráfico 1, obtidos a partir do *shape* disponibilizado pelo SEAMA (2015), cerca de 47% da área de estudo é ocupado por mata nativa e apenas 6,87 % e 1,78 % ocupados por pastagem e solo exposto, respectivamente. Este fato é bastante positivo visto que as matas auxiliam na retenção de sedimentos, impedindo o desprendimento do solo e consequente carreamento de partículas para cursos d'água.

4.2.3. Mapa Pedológico

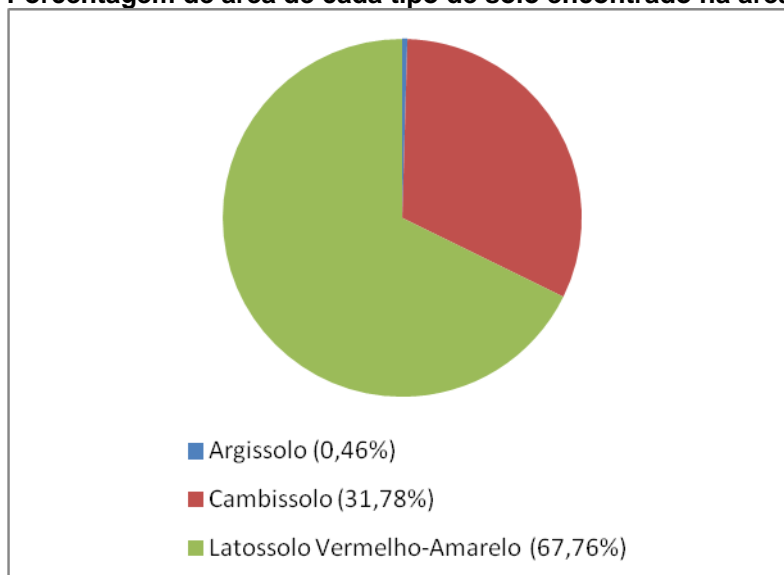
O mapa de solos foi elaborado a partir dos *shapes* de solos disponibilizados pela Embrapa (2011). O mapa de solos para a área de estudo em questão pode ser observado na Figura 5, bem como o Gráfico 2 que indica a porcentagem da área de cada tipo de solo encontrado na área de estudo.

Figura 5 - Mapa de solos da área de estudo na Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 2 - Porcentagem de área de cada tipo de solo encontrado na área de estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Pode-se observar que o solo predominante na área de estudo em questão é o Latossolo Vermelho-Amarelo, com 67,76% da área. Segundo Wischmeier *et al*

(1971) *apud* Lima *et al* (1990), o teor de silte constitui um dos mais importantes parâmetros que influem na erodibilidade do solo. Os latossolos geralmente são relativamente pobres em silte (LIMA, 1990). Assim, os índices de erodibilidade obtidos por métodos que consideram a permeabilidade e o teor de silte total, são menores para latossolos. Ou seja, de maneira geral, os latossolos são mais resistentes à erosão.

Já segundo Silva *et al* (2001), o cambissolo – ocupa 31,78% da área de estudo - é predominantemente caulínítico, com estrutura em blocos, o que lhe confere menor porosidade e menor permeabilidade. Além disso, apresentam maiores teores de silte, o que determina sua maior impermeabilização superficial. Tais atributos explicam o comportamento destes solos em relação ao processo erosivo, tendo maiores índices de erodibilidade.

Foi necessário inserir estes tipos de solo no banco de dados do modelo, visto que o mesmo foi desenvolvido com base em experimentos na América do Norte, portanto não possuía em seu banco de dados solos brasileiros. Os seguintes parâmetros de cada solo são exigidos pelo modelo para a realização de sua inserção no banco de dados:

- NLAYERS: Número de *layers* de informação (número de horizontes);
- HYDGRP: Grupo de mínima saturação hidráulica (A, B, C ou D);
- SOL_ZMX: Profundidade máxima do solo que a raiz alcança (mm);
- ANION_EXCL: Fração de porosidade do solo;
- SOL_Z: Profundidade de cada horizonte (mm);
- SOL_BD: Densidade do solo (g/cm^3);
- SOL_AWC: Capacidade de água do solo (mm/mm);
- SOL_K: Condutividade hidráulica saturada (mm/h);
- SOL_CBN: Conteúdo do carbono orgânico do solo (% peso solo);
- CLAY: Porcentagem de argila no solo (%);
- SAND: Porcentagem de areia no solo (%);
- SILT: Porcentagem de silte no solo (%);
- ROCK: Porcentagem de cascalho no solo (%);
- SOL_ALB: Albedo do solo;
- USLE_K: Fator de erodibilidade do solo ($0,013\text{tm}^2\text{hr/m}^3\text{tcm}$)

Utilizou-se como referência o estudo realizado por Mercuri *et al* (2009), em que é apresentado o valor de cada parâmetro de solo necessário para alimentar o banco de dados do SWAT. Estes valores são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Características físicas das classes de solo

Características	Latossolo VA	Cambissolo	Argissolo
NLAYERS	4	5	3
HYDGRP	B	B	B
SOL_ZMX	1500	1100	1300
ANION_EXCL	0,38	0,47	0,32
SOL_Z1	360	300	200
SOL_BD1	1,5	1,6	1,7
SOL_AWC1	0,3	0,15	0,4
SOL_K1	12,5	12,5	90
SOL_CBN1	1,4	1,4	1,3
CLAY1	30,3	36,3	11,7
SILT1	16	18	18,1
SAND1	53,7	93,4	70,2
ROCK1	0	0	0
SOL_ALB1	0,15	0,15	0,15
USLE_K1	0,13	0,05	0,14
SOL_EC1	0	0	0
SOL_Z2	760	600	550
SOL_BD2	1,7	1,4	1,7
SOL_AWC2	0,3	0,18	0,40
SOL_K2	12,5	12,5	90
SOL_CBN2	0,2	0,6	0,6
CLAY2	29,8	34	18,8
SILT2	14,3	35,7	17,2
SAND2	55,9	30,3	64
ROCK2	0	0	0
SOL_ALB2	0,15	0,15	0,15
USLE_K2	0,14	0,16	0,15
SOL_EC2	0	0	0
SOL_Z3	1210	800	1300
SOL_BD3	1,7	1,4	1,7
SOL_AWC3	0,4	0,18	0,7
SOL_K3	12,5	12,5	12,5
SOL_CBN3	0,5	0,4	0,3
CLAY3	29,5	28,4	20,8
SILT3	13,8	37,7	18,3
SAND3	56,7	33,9	60,9
ROCK3	0	0	0
SOL_ALB3	0,15	0	0,15

Características	Latossolo VA	Cambissolo	Argissolo
USLE_K3	0,14	0,17	0,16
SOL_EC3	0	0	0
SOL_Z4	1500	1100	1778
SOL_BD4	1,6	1,8	1,35
SOL_AWC4	0,4	0,18	0,04
SOL_K4	12,5	40	700
SOL_CBN4	0,4	0,4	0,15
CLAY4	35,6	26,8	2,5
SILT4	15,9	43,7	0,62
SAND4	48,5	29,5	96,88
ROCK4	0	0	8,5
SOL_ALB4	0,15	0,15	0,17
USLE_K4	0,14	0,18	0,17
SOL_EC4	0	0	0
SOL_Z5	0	1170	0
SOL_BD5	0	1,4	0
SOL_AWC5	0	0,18	0
SOL_K5	0	12,5	0
SOL_CBN5	0	0,3	0
CLAY5	0	27	0
SILT5	0	39,9	0
SAND5	0	33,7	0

Fonte: Adaptado de Baldissera (2005).

4.2.4. Dados Climatológicos

Os dados climatológicos necessários para o SWAT são precipitação, temperatura máxima e mínima diária, radiação solar, velocidade dos ventos, umidade relativa e ponto de orvalho. Todos estes dados, foram solicitados e disponibilizados pelo setor de hidrometeorologia do Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural – INCAPER, das seguintes estações climatológicas: Santa Tereza, Afonso Cláudio e Domingos Martins.

Antes de inserir os dados climáticos, é necessário inserir as estações climatológicas no programa. Para isso foi calculado os seguintes parâmetros de cada estação climatológica (Tabela 4).

Tabela 4 - Descrição dos parâmetros climáticos necessários.

<i>Parâmetro</i>	<i>Descrição</i>	<i>Unidade</i>
TMPMX(mon)	Média da temperatura máxima diária no mês	°C
TMPMN(mon)	Média da temperatura mínima diária no mês	°C
TMPSTDMX(mon)	Desvio padrão da temperatura máxima diária no mês	°C
TMPSTDMN(mon)	Desvio padrão da temperatura mínima diária no mês	°C
PCPMM(mon)	Média da precipitação total mensal	mm
PCPSTD(mon)	Desvio padrão para precipitação diária no mês	mm/dia
PR_W(1,mon)	Probabilidade de um dia úmido seguir um dia seco no mês	-
PR_W(2,mon)	Probabilidade de um dia úmido seguir um dia úmido no mês	-
PCPD(mon)	Número médio de dias de precipitação no mês.	(nº de dias)
PCPSKW(mon)	Coeficiente de assimetria da precipitação diária no mês	-
RAINHHMX(mon)	Precipitação máxima de 0,5 hora no período de registro no mês	mm
SOLARAV(mon)	Média da radiação solar diária no mês	MJ/m2/dia
DEWPT(mon)	Média da temperatura do ponto de orvalho no mês	°C
WNDNAV(mon)	Média da velocidade do vento diária do mês.	m/s

Fonte: Elaborado pelo autor.

As estações que monitoram todos os parâmetros necessários são as estações meteorológicas automáticas. A substituição das estações meteorológicas convencionais para as automáticas no estado do Espírito Santo ainda é recente e para o cálculo destes parâmetros são necessários no mínimo cinco anos de monitoramento. Por isso não foi possível utilizar os dados da estação climatológica de Afonso Cláudio e Domingos Martins, que possuía apenas três anos de monitoramento. Desta maneira, foi utilizada apenas a estação de Santa Tereza, que mesmo estando fora da área de estudo, esta se encontra na mesma isoietas. Esta estação está localizada na latitude 19,9886 S, longitude de 40,5794 W e a 998 metros acima do nível do mar, no município de Santa Teresa, Espírito Santo, e em funcionamento desde 2007.

Após a inserção das estações no banco de dados do programa, foram inseridos os dados diários de temperatura máxima, mínima, precipitação, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa do período que será modelado, ou seja, a partir do dia 01 de janeiro de 2011. Estas informações foram organizadas, em formato de texto (.txt).

4.2.5. Dados dos Reservatórios Rio Bonito e Suíça

Deve ser lembrado que no SWAT é possível modelar a produção de sedimento considerando a existência de reservatórios e consequentemente o sedimento retido nestes. Porém é necessária a inserção de uma série de parâmetros de cada reservatório, listados abaixo:

- IYERES: ano que se iniciou a operação do reservatório;
- RES_ESA: área superficial do reservatório em sua cota máxima (ha);
- RES_EVOL: volume máximo do reservatório (10^4 m^3);
- RES_PSA: área superficial para a cota de operação normal (ha);
- RES_PVOL: volume de operação normal (10^4 m^3);
- RES_VOL: volume inicial do reservatório no primeiro dia simulado (10^4 m^3);
- RES_SED: concentração inicial de sedimentos (mg/L);
- RES_NSED: concentração de sedimento em equilíbrio (mg/L);
- RES_D50: diâmetro médio das partículas de sedimentos (μm);
- RES_K: condutividade hidráulica do fundo do reservatório (mm/h);
- EVRSV: coeficiente de evapotranspiração;
- IRESO: código para o método simulação da vazão de saída do reservatório:
 - 0: Média anual para a vazão de saída;
 - 1: Média mensal para a vazão de saída;
 - 2: Vazão de saída controlada a partir da meta de volume de armazenamento do reservatório;
 - 3: Vazão de saída diária.

Com o objetivo de avaliar a influencia dos reservatórios na modelagem, dois cenários foram criados. O primeiro cenário utilizou-se IRESO=0, ou seja, foi inserido no modelo uma média anual para a vazão de saída dos reservatórios. Este valor foi obtido na licença de operação dos reservatórios, onde a vazão máxima de saída da PCH de Rio Bonito é $4,4 \text{ m}^3/\text{s}$ por turbina e a da UHE Suíça é $8,0 \text{ m}^3/\text{s}$ por turbina. Vale destacar que por inserir a vazão máxima por turbina como regra de operação, há uma superestimação da vazão de saída, uma vez que os reservatórios não operam em vazão máxima ao longo de todo o tempo. O segundo cenário desconsidera a presença dos reservatórios, com o objetivo de avaliar a influência dos dados dos reservatórios inseridos na entrada do modelo. Este cenário foi criado apenas com o objetivo de avaliar como a presença do reservatório influi na

simulação hidrológica e sedimentológica. Por não ser a situação real da bacia, seus resultados não serão discutidos. Apenas serão abordadas diferenças significativas encontradas entre os dois cenários.

Segundo Almendinger e Ulrich (2010), na prática da modelação, o parâmetro de concentração de sedimentos de equilíbrio (RES_NSED) é um parâmetro de calibração que é ajustado de modo a ajudar a encontrar um resultado simulado mais próximo aos dados monitorados disponíveis. Segundo Neitsch *et al* (2011), a quantidade de sólidos suspensos que irá sedimentar em um corpo d'água é calculado em função da concentração. A sedimentação ocorre somente quando a concentração de sedimentos no corpo d'água excede a concentração de equilíbrio especificado pelo usuário do modelo. Em um estudo realizado por Almendinger e Ulrich (2010), para ajudar a fazer uma decisão mais objetiva sobre como definir os valores RES_NSED, foi criada uma relação a partir da experiência que os autores já possuíam na modelagem de outra bacia que apresentava dois reservatórios, o New Richmond e o Little Falls localizados em Wisconsin, EUA. Com base em seus valores de NSED calibrados obtiveram a seguinte relação: $RES_NSED = 80 * D^{-1.85}$, em que D é a profundidade média do reservatório em metros. Utilizou-se esta equação como ponto de partida, o que se mostrou adequada para o reservatório de Rio Bonito. No entanto, para Suíça foi necessário mais ajustes. Segue na Tabela 5, os valores dos parâmetros utilizados para cada reservatório após o ajuste necessário.

Tabela 5 - Parâmetros dos reservatórios inseridos no modelo.

<i>Parâmetros</i>	<i>PCH Rio Bonito</i>	<i>UHE Suíça</i>
IYERES	1959	1965
RES_ESA (ha)	215,51	23,24
RES_EVOL (10 ⁴ m ³)	2731,40	69,75
RES_PSA (ha)	214,96	23,15
RES_PVOL (10 ⁴ m ³)	2724,36	69,48
RES_VOL (10 ⁴ m ³)	2727,05	68,89
RES_SED (mg/L)	1,25	2,0
RES_NSED (mg/L)	0,93	0,5
RES_D50 (µm)	10	10
RES_K (mm/hr)	0	0
EVRSV	0,6	0,6

Fonte: Elaborado pelo autor.

Após a inserção de todos estes dados, juntamente com os dados de concentração de sólidos em suspensão coletados a montante e a jusante dos reservatórios, é possível quantificar a retenção de sedimentos realizados por conta do barramento. O que viabilizará estimar o material que fica retido neles.

4.2.6. Vazão e descarga sólida

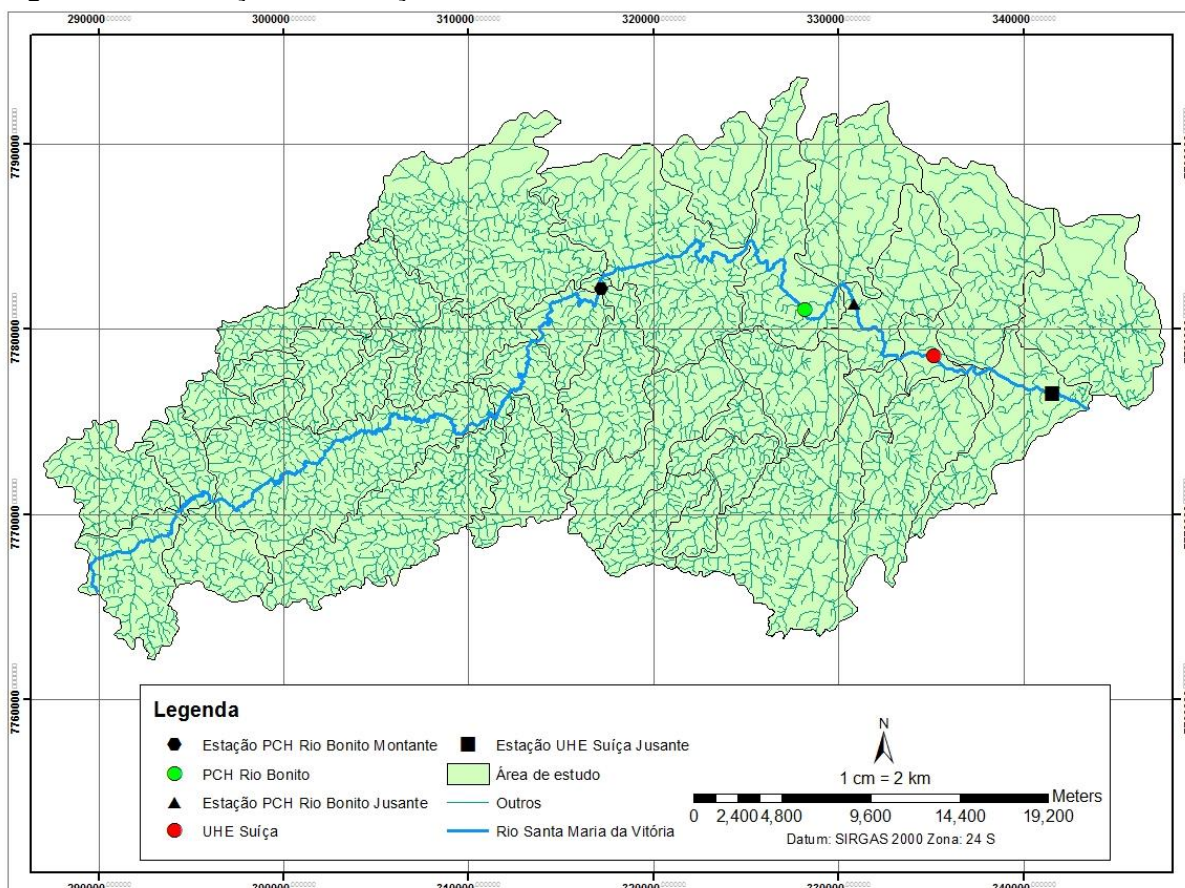
A vazão foi obtida através da EDP, que possui três estações sedimentométricas localizadas na área de estudo. Além da vazão, foram obtidos a descarga sólida destas três estações sedimentométricas: PCH Rio Bonito Jusante, PCH Rio Bonito Montante e UHE Suíça Jusante.

A estação PCH Rio Bonito Jusante está localizada na latitude 20,0575 S e longitude de 40,6193 W e possui dados diários de vazão desde novembro de 2010; a estação de Rio Bonito Montante está na latitude 20,0481 S e longitude 40,7465 W e possui dados de vazão diária desde outubro de 2002; e por último, a estação UHE Suíça Jusante está situada na latitude 20,1010 S e longitude 40,5167 W e possui dados diários de vazão também desde outubro de 2002. Estas estações possuem dados sedimentométricos trimestrais de desde junho de 2012 a dezembro de 2014.

Além das campanhas trimestrais, foram utilizados os dados de sólidos suspensos de Rampinelli (2013), que consistem em amostras diárias de janeiro a março de 2013 na estação de monitoramento localizada a jusante da cidade de Santa Leopoldina

(UHE Suíça Jusante). Também foram realizadas coletas diárias de amostras de água nestas estações sedimentométricas mencionadas, entre maio de 2015 a dezembro de 2015. Estas coletas tiveram como objetivo quantificar sólidos em suspensão, o que permitirá ajustar o modelo e permitir uma melhor análise qualitativa do modelo. Na Figura 6 encontra-se a localização das três estações de monitoramento e dos reservatórios presentes na área de estudo.

Figura 6 - Localização das estações sedimentométricas da bacia do rio Santa Maria da Vitória.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Como mencionado anteriormente, a coleta de água para a quantificação de sólidos suspensos foi realizada a partir de maio de 2015. Porém o período simulado neste trabalho é a partir de janeiro de 2013. No intuito de aumentar a série de descarga sólida, foi utilizado o *software* LOADEST (LOADESTIMATOR), um programa em linguagem FORTRAN para estimar cargas constituintes em córregos e rios (RUNKEL *et al*, 2004). Tal programa é capaz de estimar a carga de sedimentos ao longo de um determinado período de tempo apontado pela série histórica utilizada. Portanto, a partir dos dados trimestrais das estações sedimentométricas, juntamente

com a coleta diária, foi possível estender a série de fluxo de sedimentos a partir de 2013, como desejado.

A partir de uma série temporal de vazão, e a concentração de sólidos suspensos, o LOADEST auxilia o usuário no desenvolvimento de uma regressão para a estimativa de descarga sólida. Dentro deste modelo de regressão, as variáveis explicativas incluem várias funções de vazão, tempo decimal, e variáveis de dados adicionais especificados pelo usuário. O modelo de regressão formulado é então utilizado para estimar a carga ao longo de um intervalo de tempo.

A massa de sedimentos em suspensão que atravessa uma seção de um corpo hídrico em um determinado período de tempo é denominada fluxo de sedimentos. Portanto, a carga de massa total ao longo de um período de tempo (τ), é dada pela equação (28).

$$L_{\tau} = \int_0^{\tau} QC dt \quad (28)$$

Onde C é a concentração de sedimentos (mg/m^3); L_{τ} , a carga total de sedimentos (mg); Q , a vazão instantânea (m^3/s); e, t , o tempo (s).

A aplicação direta da equação (28) não é indicada, uma vez que estimativas contínuas de vazão e concentração são raramente disponíveis.

Apesar dos valores discretos de vazão serem mais abundantes, os valores de concentração de sedimentos são consideravelmente menos comuns devido à despesa de coleta e análise de amostras. Estimativas de carga são, portanto, mais comumente dadas por equação (29).

$$\widehat{L}_{\tau} = \Delta t \sum_{i=1}^{NP} (\widehat{QC})_i = \Delta t \sum_{i=1}^{NP} \widehat{L}_i \quad (29)$$

Em que $\widehat{L}_i = (\widehat{QC})_i$ é uma estimativa do fluxo instantâneo (mg/s); \widehat{L}_{τ} é a estimativa da carga total; Δt é o intervalo de tempo que representa a carga instantânea; e, NP corresponde ao número discreto de pontos ao longo do tempo. Esta expressão trata-se da equação (28) em sua forma discretizada.

Assim, o fluxo médio de sedimentos para um dado período de tempo τ é dado pela equação (30).

$$\bar{L} = \frac{\widetilde{L}_\tau}{\Delta t \cdot NP} \quad (30)$$

Sendo que \bar{L} corresponde ao fluxo médio de sedimentos em uma determinada seção de um corpo hídrico (mg/s) e NP o número de pontos discretos. Todos os pontos discretos NP terá o mesmo Δt . Por exemplo, uma comum aplicação é calcular a carga média para um ano civil, usando estimativas diárias de vazão. Sob esta aplicação, haverá 365 pontos discretos no tempo (NP=365) com um intervalo de tempo de um dia ($\Delta t=1$ dia). Cada estimativa de carga instantânea representa condições médias para um determinado dia.

O cálculo deste fluxo expressos pelas equação (28) e equação (29) assume que cada estimativa de fluxo instantâneo $[\widetilde{L}_i = (\widetilde{Q}C)_i]$ representa a carga de massa do intervalo de tempo discreto Δt (RUNKEL *et al*, 2004).

A técnica utilizada pelo LOADEST é baseada na regressão linear. De uma forma mais simplificada, a regressão se procede da seguinte maneira. Primeiramente é formado um modelo linear, em que o logaritmo do fluxo instantâneo é relacionado com uma ou mais variáveis explicativas, neste caso, com a vazão e a concentração de sólidos suspensos (equação 31).

$$\ln(\widetilde{L}) = a_0 + \sum_{j=1}^{NV} a_j X_j \quad (31)$$

Sendo: a_0 e a_j , coeficientes do modelo; NV, o número de variáveis explicativas; e, X_j , uma variável explicativa.

A equação (31) é então exponenciada para se obter uma estimativa do fluxo instantâneo, conforme a expressão abaixo na equação (32).

$$\widetilde{L}_{RC} = \exp \left(a_0 + \sum_{j=1}^M a_j X_j \right) \quad (32)$$

Em que \widehat{L}_{RC} corresponde a curva de passagem estimada do fluxo instantâneo de sedimentos.

Segundo Dwivedi *et al* (2013), há três métodos de estimativa estatística usados na calibração e estimativa do LOADEST: Adjusted Maximum Likelihood Estimation (AMLE), Maximum Likelihood Estimation (MLE) e Least Absolute Deviation (LAD). Os dois primeiros métodos, AMLE e MLE, são apropriados para quando os erros do modelo de calibração seguem a distribuição Normal. Já o terceiro método, LAD, é uma alternativa à estimativa da probabilidade máxima quando os dados não seguem a distribuição Normal.

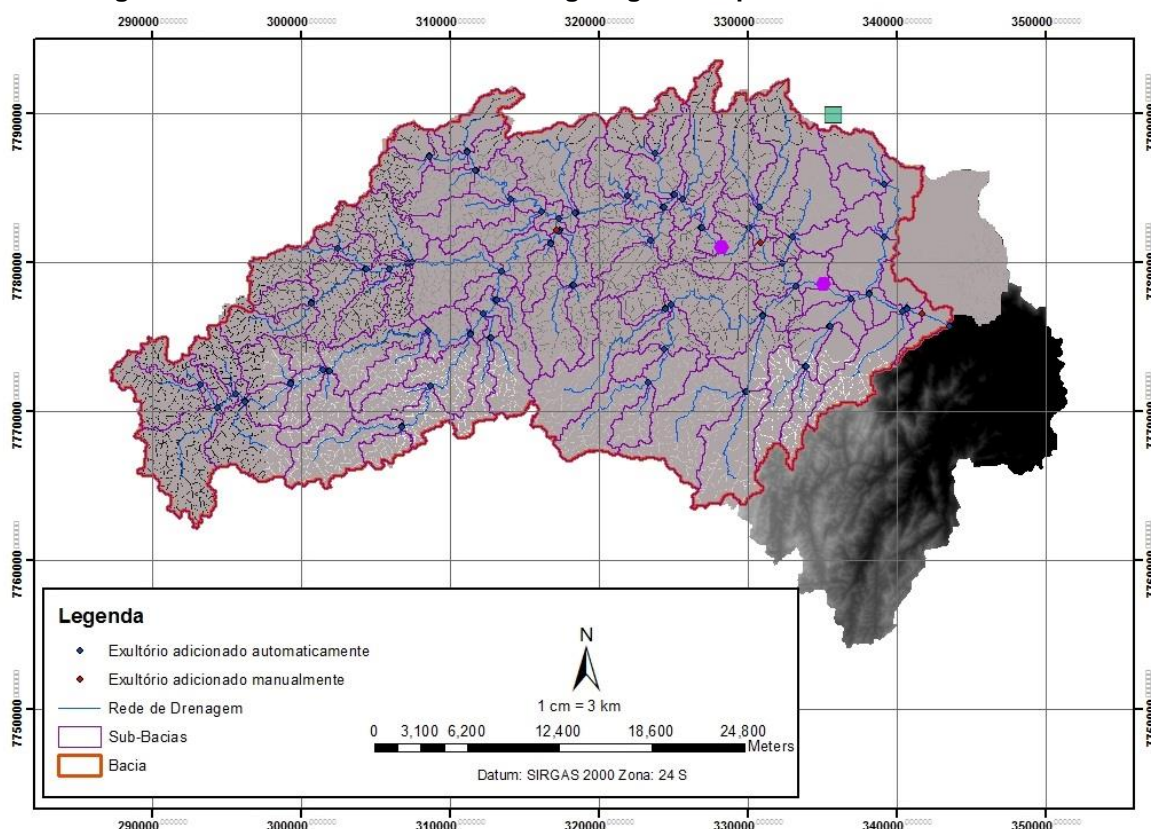
4.3. Aplicação do modelo *Soil and Water Assessment Tool* – SWAT

O primeiro passo após a criação do projeto no SWAT é a delimitação da bacia hidrográfica. Nesta etapa são adicionados o Modelo Numérico de Terreno, a máscara que delimita a área de estudo e o arquivo *shapefile* contendo a rede de drenagem, este último é referência para a criação da rede de drenagem sintética do modelo.

Após a inserção destes dados, é definida então a direção do fluxo, bem como as possíveis áreas de acumulação. De acordo como modelo, a área mínima necessária para a definição do fluxo dos corpos hídricos desta região seria de 504 ha. Após a definição do fluxo, este foi criado e assim adicionados os exutórios automaticamente pelo modelo. Em seguida foi adicionado um exutório onde se encontra cada reservatório presente na área estudada, bem como para cada ponto de monitoramento. Vale destacar, que para o segundo cenário, os reservatórios foram desconsiderados, portanto, não foram adicionados nesta etapa.

Em seguida, a bacia e as sub-bacias da área estudada foram geradas pelo modelo, e posteriormente foram adicionados os reservatórios em seus respectivos exutórios, e assim pode-se calcular os parâmetros das sub-bacias delimitadas. Na Figura 7 pode-se verificar a bacia, sub-bacias, rede de drenagem, exutórios e reservatórios gerados na etapa do *Watershed Delineation*.

Figura 7 - Sub-bacias e rede de drenagem geradas pelo *Watershed Delineation*.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Em seguida são inseridos os arquivos que subsidiam a definição das unidades de resposta hidrológica (HRU's). Esta etapa, denominada de *HRU Analysis*, é realizada a classificação quanto ao tipo de solo, uso e ocupação do solo e declividade. A classificação da declividade foi realizada segundo a classificação da EMPRAPA - Tabela 6.

Tabela 6 - Classificação da declividade segundo EMBRAPA.

Declividade (%)	Descrição
0 a 3	Relevo Plano
3 a 8	Relevo suavemente ondulado
8 a 20	Relevo ondulado
20 a 45	Relevo forte ondulado
45 a 75	Relevo montanhoso
>75	Relevo fortemente montanhoso

Fonte: EMBRAPA (1979).

Finalizada a inserção e reclassificação das imagens adicionadas, estas são sobrepostas, juntamente com a imagem das sub-bacias previamente delimitadas, e assim as HRU's são criadas por meio do comando *Overlay*. Para a área estudada, foram criadas 120 sub-bacias e 2304 áreas com características únicas de declividade, uso e tipo do solo – HRUS's.

4.4. Seleção dos parâmetros e calibração

Segundo Arnold *et al* (2012), o primeiro passo para a calibração e validação do modelo SWAT é a determinação dos parâmetros mais sensíveis para a bacia hidrográfica estudada.

Ainda de acordo com Arnold *et al.* (2012), através da análise de 64 estudos de maior representatividade mundial com o SWAT, indicaram os parâmetros mais utilizados no processo de calibração. Em relação ao escoamento superficial são: CN2, SOL_AWC, ESCO, SURLAG, EPCO e OV_N; e em relação ao fluxo de base são: ALPHA_BF, GW_DELAY, GW_REVAP, RCHARG_DP, GWQMN e o REVAPMN.

A análise de sensibilidade foi realizada pelo SWAT-CUP através do método SUFI2, e a partir dele são identificados quais os parâmetros mais influenciam na modelagem, tanto para a vazão quanto para os sedimentos. Este processo identifica quais parâmetros de entrada apresentam maior efeito sobre as respostas do modelo e, de certa forma, indica quais parâmetros merecem a maior atenção no processo de calibração.

Para identificar os melhores parâmetros para a calibração, foi realizada a análise de sensibilidade de diversos parâmetros relacionados à hidrologia e à sedimentologia do modelo.

Os parâmetros utilizados no processo da calibração pelo SWAT-CUP são demonstrados na Tabela 7.

.

Tabela 7 - Parâmetros utilizados para a calibração e análise de sensibilidade pelo SWAT-CUP.

Parâmetro	Descrição	Tipo de calibração	
		Hidrológica	Sedimentológica
CN2	Número da curva na condição II de umidade (adm)	x	x
ESCO	Fator de compensação de evaporação do solo (adm)	x	
SOL_AWC()	Capacidade de água disponível no solo (mm/mm)	x	x
CANMX	Máximo de armazenamento do dossel (mm)	x	
ALPHA_BF	Constante de recessão do escoamento de base (dias)	x	
GWQMN	Água do aquífero profundo que retorna ao canal (mm)	x	
SOL_K()	Condutividade hidráulica no solo saturado (mm/h)	x	
CH_N2	Coeficiente de Manning para o canal (s/m ³)	x	
CH_K2	Condutividade hidráulica efetiva do canal (mmh ⁻¹)	x	
EPCO	Fator de compensação de águas pela planta (adm)	x	
SOL_Z()	Profundidade de solo (mm)	x	
GW_REVAP	Coeficiente de retorno da água do aquífero raso para a zona radicular (adm)	x	
GW_DELAY	Tempo de retardo do fluxo das águas subterrâneas (dias)	x	
SLSUBBSN	Comprimento médio da encosta da bacia (m)	x	x
REVAPMN	Profundidade limite da água no aquífero raso para ocorrer o revap ou percolação para o aquífero profundo (mm)	x	
RCHRG_DP	Fração de percolação aquífero profundo (adm)	x	
BIOMIX	Eficiência de revolvimento biológico (adm)	x	
USLE_P	Fator de Práticas Conservacionistas (adm)	x	x
CH_COV1	Fator de Erodibilidade do Canal (adm)		x
CH_COV2	Fator de Cobertura do Canal (adm)		x
USLE_K()	Fator de erodibilidade do solo (adm)		x
SPCON	Máximo de sedimento que pode ser escoado por um canal (ton/m ³)		x
SPEXP	Parâmetro exponencial para o cálculo da reentrada de sedimento no canal (adm)		x

Fonte: Elaborado pelo autor.

Segundo Neitsh *et al* (2005), a calibração baseia-se na ideia de utilizar de parâmetros desconhecidos para aproximar as variáveis simuladas às mesmas variáveis, que também foram medidas em campo.

Os dados utilizados para a calibração do modelo foram aqueles disponibilizados pela Energias de Portugal (EDP) através de um ofício de solicitação. Tais dados são referentes às estações de monitoramento a jusante e montante dos reservatórios de Suíça e Rio Bonito.

O modelo foi calibrado hidrológicamente e sedimentologicamente. A metodologia utilizada para a calibração foi a mesma utilizada por Monteiro *et al* (2016). De acordo com Monteiro *et al* (2016), primeiramente é realizada a calibração hidrológica, sendo que cada estação é calibrada separadamente de montante a jusante, substituindo os valores finais dos parâmetros calibrados para as sub-bacias a montante desta estação antes de seguir para a próxima estação. Sendo que a os parâmetros finais calibrados para a segunda estação deve ser substituída para as sub-bacias a jusante da primeira e montante da segunda estação. O mesmo foi realizado para a última estação. Finalmente, depois de calibrado a vazão, os parâmetros relacionados a transporte de sedimentos são calibrados utilizando-se da mesma metodologia.

4.5. Avaliação do modelo

Para avaliar o desempenho do modelo, os dados de escoamento e produção de sedimentos simulados pelo SWAT foram comparados com os dados observados na região estudada. O desempenho de modelos é usualmente avaliado por meio de uso de medidas estatísticas.

Foram realizadas análises estatísticas dos resultados obtidos pela modelagem. Existem diversas técnicas para avaliação de estudos hidrológicos, dentre elas: Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (COE), Tendência Percentual (PBIAS), Erro Quadrático Médio (EQM).

O Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (COE) é uma estatística confiável e bastante utilizada para a avaliação da eficácia de ajustes em modelos hidrológicos.

Os valores de COE varia de 1 até $-\infty$, onde COE=1 indica uma combinação perfeita entre os dados medidos e os observados; COE=0 corresponde aos valores simulados pelo modelo como sendo iguais as médias dos valores medidos; e COE negativo demonstra que os valores simulados são inadequados aos observados. COE é calculado através da equação (33):

$$COE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^n (E_m - E_s)^2}{\sum_{t=1}^n (E_m - \bar{E})^2} \quad (33)$$

Sendo:

- E_m : Evento monitorado
- E_s : Evento simulado
- E : Média de Eventos monitorados
- n : Número de eventos.

A Tendência Percentual (PBIAS) é um índice de erro, quantificando o desvio entre dados simulados e observados. O PBIAS indica a tendência média dos dados simulados serem maiores ou menores que os observados. PBIAS é calculado pela equação (34):

$$PBIAS(\%) = \frac{\sum (E_m - E_s)}{\sum E_m} \quad (34)$$

Sendo:

- E_m : Evento monitorado
- E_s : Evento simulado

Para uma relação ótima, tem-se PBIAS igual à zero. Sendo que valores de pequena magnitude indicam bons ajustes, e valores positivos indicam subestimação dos valores simulados e valores negativos indicam superestimação dos valores simulados.

Segundo estudo realizado por Moriasi *et al* (2007) pode-se considerar para o modelo SWAT uma simulação como satisfatória quando se tem os valores de COE > 0,50 e PBIAS = $\pm 25\%$ para vazão, e COE>0,50 e PBIAS= $\pm 55\%$ para sedimentos. Outras classificações segundo Moriasi *et al* (2007) pode ser observado na Tabela 8.

Tabela 8 - Classificação dos resultados dos índices da simulação de vazão e sedimentos a partir de médias mensais no SWAT.

CLASSIFICAÇÃO	COE	PBIAS	
		VAZÃO	SEDIMENTO
Muito Bom	0,75 a 1,00	$< \pm 10$	$< \pm 15$
Bom	0,65 a 0,75	$\pm 10 < \text{PBIAS} < \pm 15$	$\pm 15 < \text{PBIAS} < \pm 30$
Satisfatório	0,50 a 0,65	$\pm 15 < \text{PBIAS} < \pm 25$	$\pm 30 < \text{PBIAS} < \pm 55$
Insatisfatório	$< 0,50$	$\text{PBIAS} > \pm 25$	$\text{PBIAS} > \pm 55$

Fonte: Moriasi *et al* (2007) modificado.

Outra maneira bastante utilizada para verificação da acurácia de modelos é o método do Erro Quadrático Médio (EQM), obtida pela equação (35):

$$EQM = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (E_m - E_s)^2 \quad (35)$$

Sendo:

- n: número de eventos
- E_m : Evento monitorado
- E_s : Evento simulado

Para simulação perfeita, EQM deve ser igual à zero. Quanto mais distante de zero, mais a modelagem deixa de ser representativa.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este capítulo tem finalidade discutir os resultados obtidos para as etapas propostas nos objetivos secundários, quais sejam: modelagem e simulação da vazão e da produção de sedimentos da bacia do rio Santa Maria utilizando como ferramenta o *software* SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) e determinação e ajustes dos parâmetros necessários para a modelagem de água e sedimentos para a região de estudo.

5.1. Descarga sólida gerada através do LOADEST

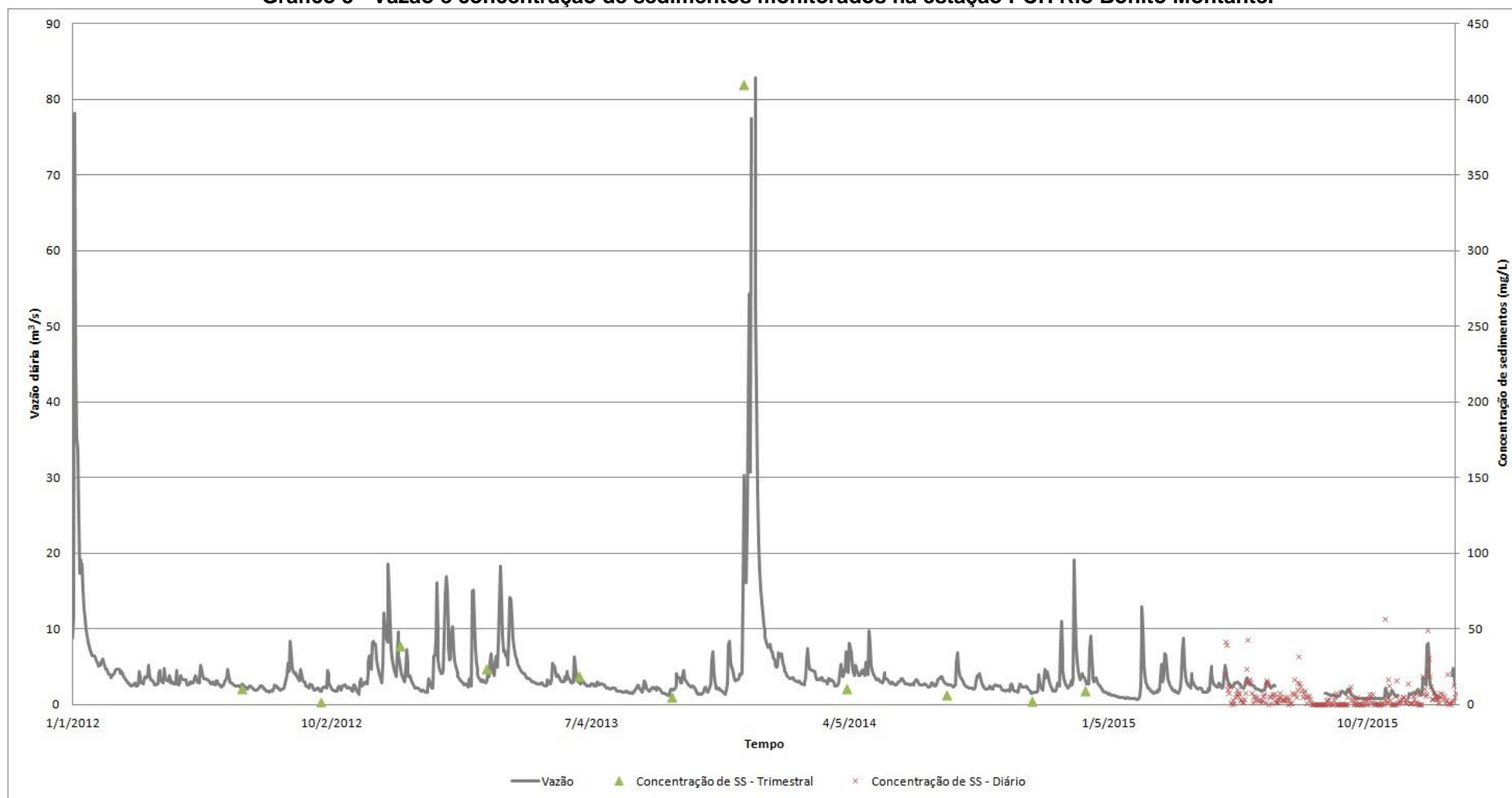
Conforme discutido na metodologia, para a calibração sedimentológica foi necessário o aumento da série de descarga sólida estimada via LOADEST.

A média diária da vazão e a concentração de sedimentos são distribuídas no tempo, para cada ponto de monitoramento, conforme os valores apresentados nos Gráficos 3, 4 e 5, que são usados como *Input* para o programa realizar a simulação de fluxo de sedimentos. Lembrando que neles estão contidos todos os dados relativos a sedimentos, tanto os dados trimestrais da EDP, quanto os dados diários da Rampinelli (2013) e os dados diários obtidos nesta pesquisa.

Para a simulação da descarga sólida através do LOADEST, utilizou-se o método *Least Absolute Deviation* (LAD). Conforme mencionado anteriormente, este método deve ser utilizado quando os dados não seguem a distribuição Normal.

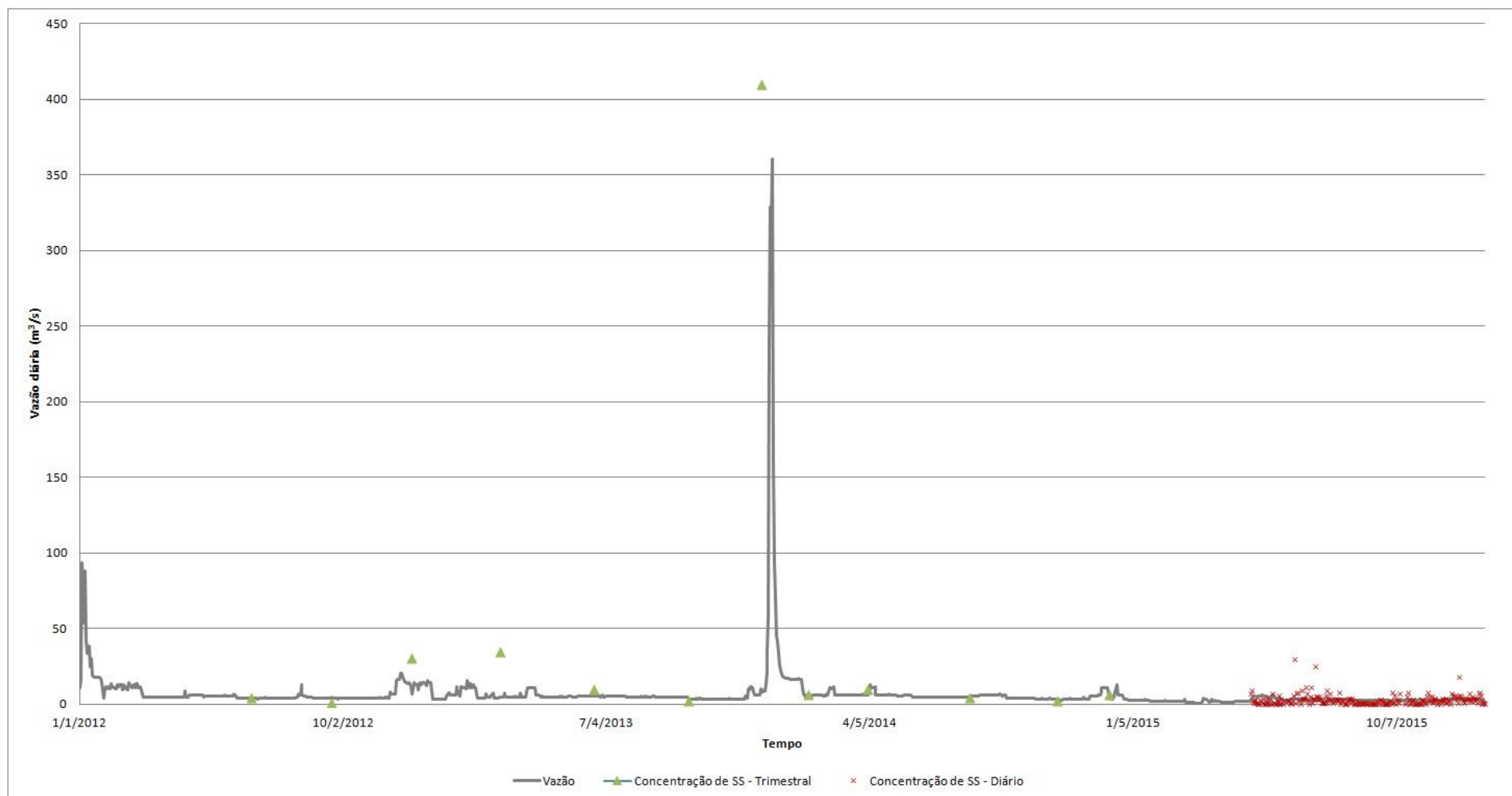
A descarga de sólidos suspensos (SS) gerada pelo LOADEST é uma média diária, e a partir deste resultado foi calculada uma média mensal multiplicando-o pelo número de dias do mês. Segue nos Gráficos 6, 7 e 8, as descargas SS estimadas pelo LOADEST (médias mensais) e as monitoradas para os três pontos de monitoramento (médias mensais), além da vazão média mensal monitorada em cada estação fluviométrica. Vale destacar que para os dados monitorados, só pode-se calcular uma descarga mensal para os meses em que houve monitoramento diário durante todo o mês, que foram de maio a dezembro de 2015 para os três pontos de monitoramento. Além de janeiro a março de 2013 para UHE Suíça Jusante, a partir do monitoramento da Rampinelli (2013).

Gráfico 3 - Vazão e concentração de sedimentos monitorados na estação PCH Rio Bonito Montante.



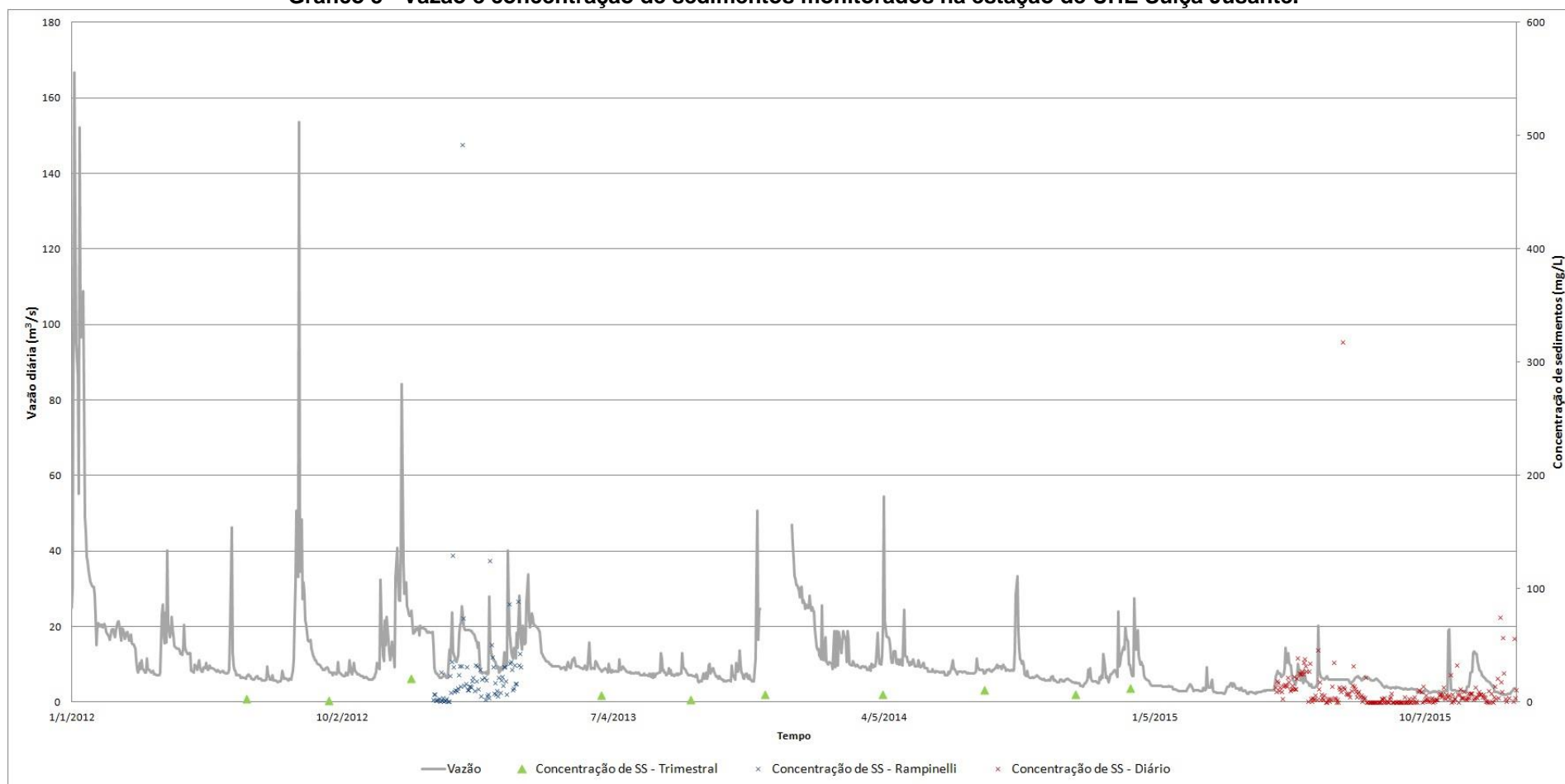
Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 4 - Vazão e concentração de sedimentos monitorados na estação PCH Rio Bonito Jusante.



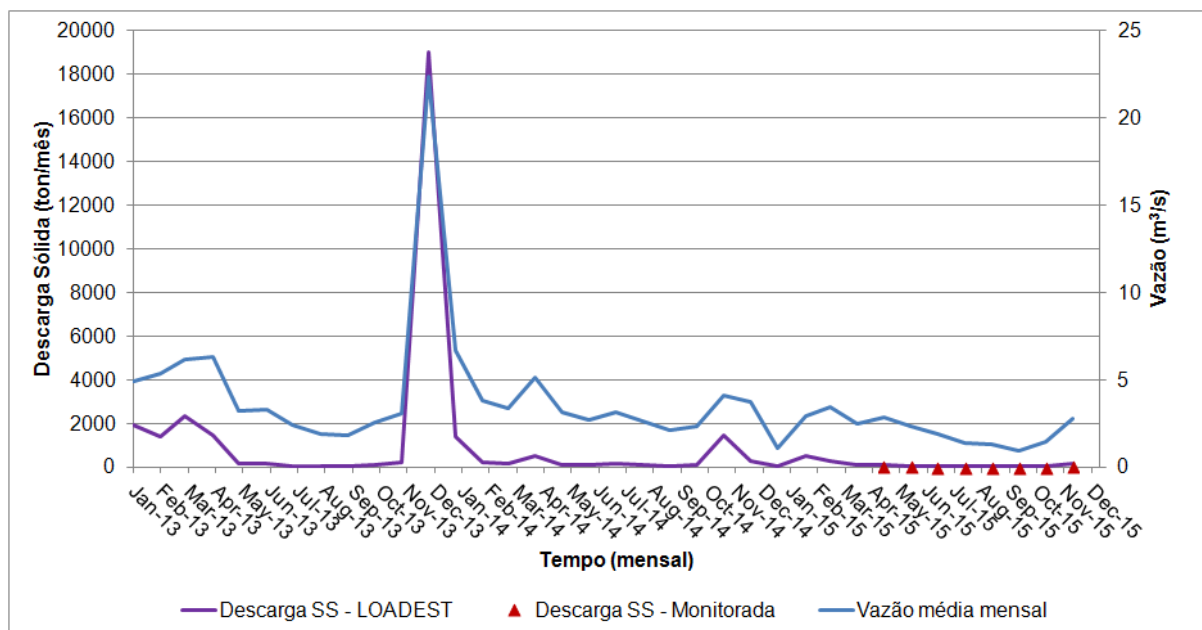
Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 5 - Vazão e concentração de sedimentos monitorados na estação de UHE Suíça Jusante.



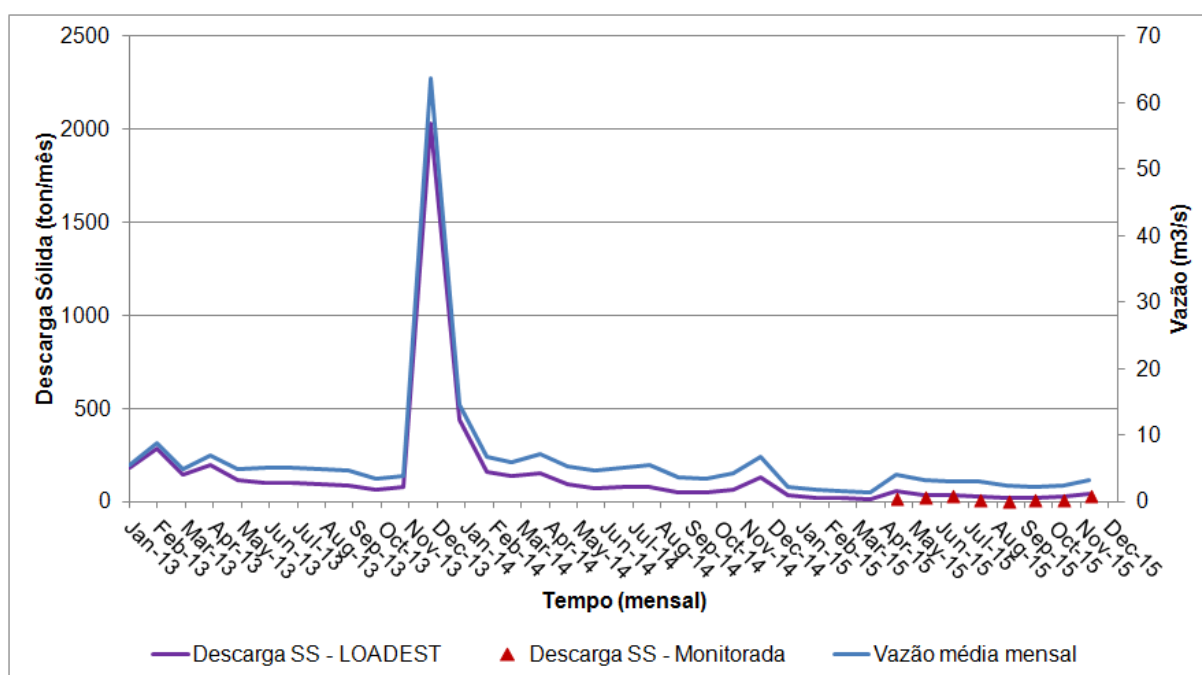
Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 6 - Descarga sólida mensal simulada pelo LOADEST para a PCH Rio Bonito Montante.

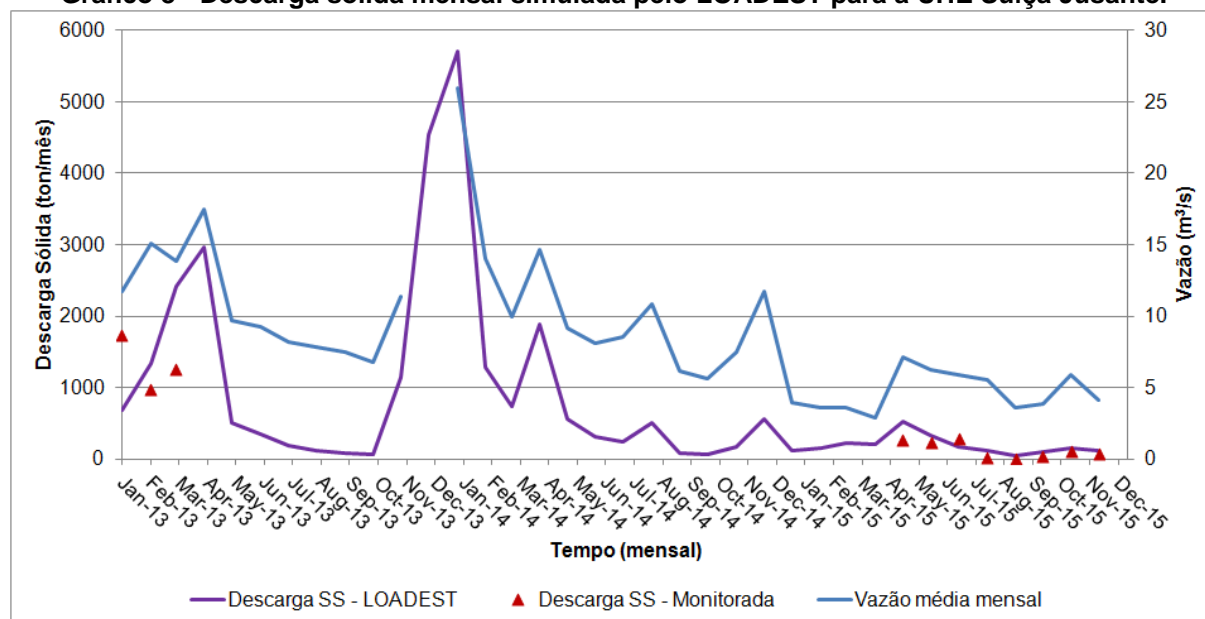


Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 7 - Descarga sólida mensal simulada pelo LOADEST para a PCH Rio Bonito Jusante.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 8 - Descarga sólida mensal simulada pelo LOADEST para a UHE Suíça Jusante.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Foi estimado pelo LOADEST uma descarga sólida média diária de aproximadamente 30 toneladas no ponto de PCH Rio Bonito Montante, e uma descarga sólida média anual de 10.900 toneladas aproximadamente. Para o ponto de PCH Rio Bonito Jusante foi estimado uma descarga sólida média diária de 5 toneladas e uma descarga sólida média anual de 1.800 toneladas. Enquanto que para o ponto de UHE Suíça Jusante, foi estimado uma descarga sólida média diária de aproximadamente 27 toneladas e uma descarga sólida média anual de 9.600 toneladas.

Vale destacar que esta estimativa foi realizada com a maior parte dos dados pertencentes a um período crítico de seca hídrica na bacia. Outro ponto de destaque é a ocorrência de um pico de chuva, e consequentemente da vazão em dezembro de 2013. Este episódio gerou uma vazão uma ordem de grandeza maior em relação aos outros meses. Ainda devido a este fato, não foi possível fazer a leitura da régua linimétrica no ponto de UHE Suíça Jusante durante este mês, bem como realizar o monitoramento pluviométrico, visto que o pluviômetro foi inundado pela enchente do rio. Foi necessário realizar o preenchimento da falha da vazão deste ponto, a partir dos dados monitorados a montante dele. Sendo assim, a regressão desenvolvida pelo LOADEST para a estimativa descarga sólida baseia-se em um período de vazões e concentrações de sedimentos suspensos baixas, contrapondo o que ocorreu em dezembro de 2013.

5.2. Cenário 1

No Cenário 1 foi realizada a simulação da área de estudo com a presença dos dois reservatórios, considerando como regra de operação dos reservatórios a vazão divulgada na licença de operação da EDP, que seria 8,8 m³/s para a PCH de Rio Bonito e 24,0 m³/s para UHE Suíça. Como já mencionado na metodologia, essa vazão representa a vazão máxima dos reservatórios prevista em suas licenças de operação. Portanto, haverá uma superestimação da regra de operação, visto que os reservatórios nem sempre operam em sua capacidade máxima.

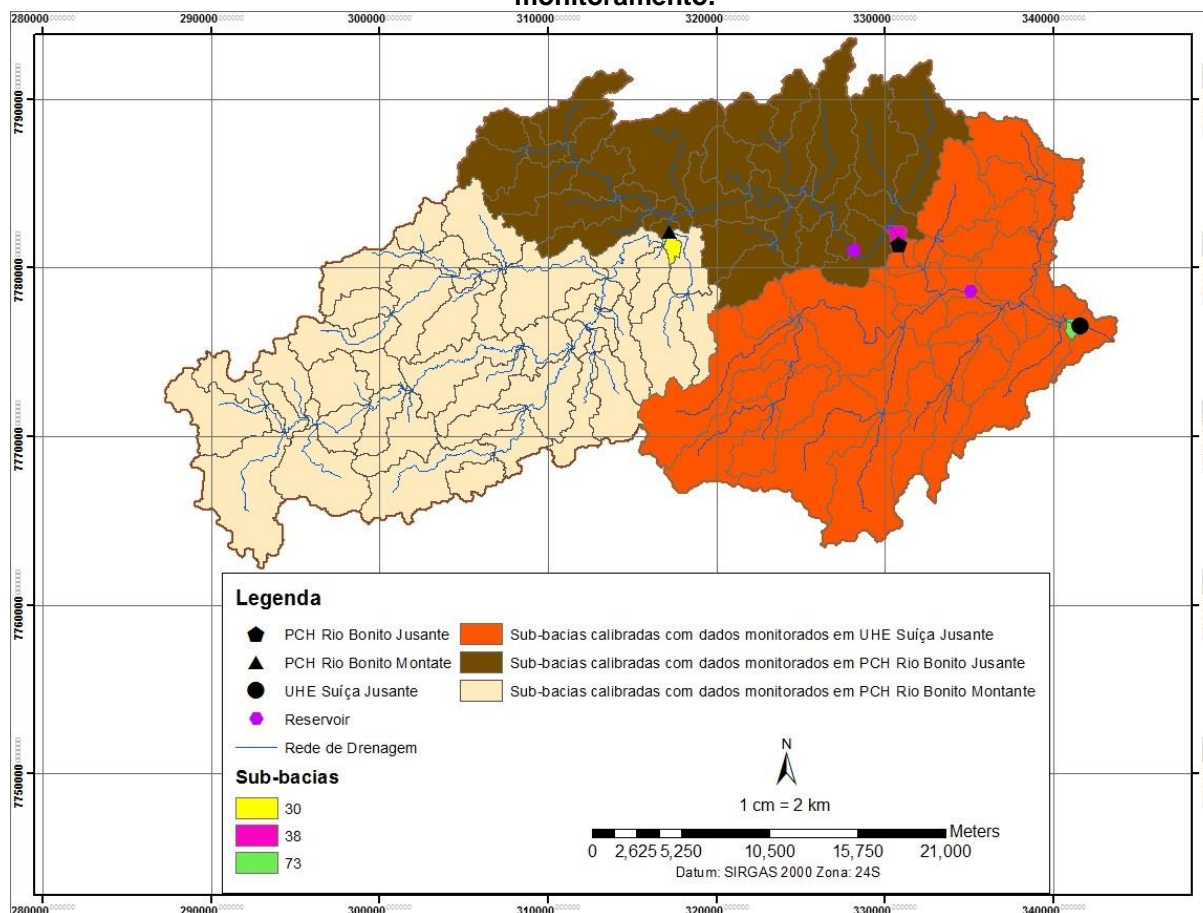
Após a inserção de todos os dados de entrada apresentados na metodologia, foi realizada a simulação e então gerado resultados de vazão (m³/s) e de sedimentos (ton/mês).

Após a modelagem no SWAT, foi realizada a calibração com o auxílio do SWAT-CUP. Os dados utilizados para a calibração são referentes às vazões monitoradas e às descargas sólidas estimadas pelo LOADEST para as sub-bacias 30, 38 e 73, onde estão localizadas os pontos de monitoramento já mencionados - Figura 8.

Como mencionado na metodologia, a calibração foi realizada por partes. Os dados monitorados no ponto PCH Rio Bonito Montante foram utilizados para a calibração das sub-bacias localizadas à sua montante. Já os dados monitorados na PCH Rio Bonito Jusante foram usados para calibrar as sub-bacias à jusante de PCH Rio Bonito Montante e montante de PCH Rio Bonito Jusante. E por ultimo, os dados do ponto UHE Suíça Jusante, foram utilizados para calibrar as sub-bacias localizadas a sua montante e a jusante da PCH Rio Bonito Jusante, conforme Figura 8.

O período de 01 de janeiro de 2011 a 31 de dezembro de 2012 foi utilizado para aquecer o programa, e o período de 01 de janeiro de 2013 a 31 de dezembro de 2015 foi utilizado para a calibração do modelo. Segundo Mello *et al* (2008), no início da simulação ocorrem incertezas devido ao desconhecimento das condições iniciais, especialmente da umidade do solo, o que justifica a necessidade de utilização de um período de aquecimento do modelo, para que ao iniciar a simulação, as variáveis de estado estejam livres da influência das condições iniciais.

Figura 8 - Localização das sub-bacias 30, 38 e 73, à montante e jusante dos reservatórios, bem como a divisão das sub-bacias calibradas com dados monitorados de cada ponto de monitoramento.



Fonte: Elaborado pelo autor.

5.2.1. Calibração hidrológica

No intuito de auxiliar na obtenção de valores mais adequados para os parâmetros escolhidos, foi realizada a calibração automática em intervalo de tempo mensal. Os valores dos parâmetros obtidos foram atribuídos a todas as sub-bacias a montante do ponto de monitoramento. A Tabela 9 apresenta os parâmetros e os valores utilizados na calibração final da vazão em cada calibração.

Tabela 9 - Valores dos parâmetros utilizados na calibração automática da vazão, com os respectivos limites inferiores e superiores, e o valor calibrado para as sub-bacias referentes às sub-bacias 30, 38 e 73.

Vazão					
Parâmetros	Limites Finais	Valor Inicial	Valor Calibrado Sub-bacia 30	Valor Calibrado Sub-bacia 38	Valor Calibrado Sub-bacia 73
CN2	-55%	59 a 92	-50%	-46%	-38%
ESCO	0 - 1	0	0,50	0,62	0,62
SOL_AWC()	± 30%	0,15 a 0,4	37%	30%	13%
CANMX	0 - 100	0	39,95	35,67	36,32
ALPHA_BF	0 - 1	0,048	0,38	0,65	0,24
GWQMN	0 - 5000	0	4945,50	2386,75	2487,14
SOL_K()	± 40%	12,5 a 300	-80%	-87%	-74%
CH_N2	-0,01 - 0,30	0,014	0,07	0,22	0,16
CH_K2	0 - 130	0	30,74	158,70	132,56
EPCO	0 - 1	0	0,68	0,75	0,81
SOL_Z()	± 55%	200 a 360	-82%	-10%	-39%
GW_REVAP	0,02 - 0,2	0,02	0,03	0,06	0,20
GW_DELAY	0 - 500	31	417,94	271,94	2,49
SLSUBBSN	± 35%	9,14 a 121,95	23%	17%	24%
REVAPMN	0 - 5.000	1	372,49	403,30	455,06
RCHRG_DP	0 - 1	0,05	0,96	0,87	0,80
BIOMIX	0 - 1	0,2	0,43	0,27	0,67

Fonte: Elaborado pelo autor.

O parâmetro CN2 teve uma redução em todas as 3 calibrações. A redução de CN2 tem como objetivo diminuir o escoamento superficial, consequentemente aumentar a infiltração. Segundo Oliveira (2014), esta redução deve-se às propriedades físicas do solo, quanto a sua capacidade de infiltração e manejo do solo que não são bem refletidos nos valores iniciais do CN2 no modelo.

Para a sub-bacia 30, não houve tanta diferença no ajuste quando comparado os cenários sem o reservatório, em que teve uma redução de 54%. Por se tratar de uma sub-bacia a montante dos reservatórios, e consequentemente não sofrer influência dos mesmos, é importante que o valor obtido neste parâmetro seja praticamente o mesmo nos dois cenários.

Porém, nas sub-bacias 38 e 73, que são a jusante dos reservatórios, foi necessário uma redução maior deste parâmetro com a presença dos reservatórios. Logo, com a inserção do reservatório, foi necessária uma maior redução do escoamento superficial, que com a inserção dos reservatórios, tornou-o maior. Pode-se afirmar

então, que as regras de operação adicionadas à estes reservatórios não foram adequadas, influenciando assim num aumento do escoamento superficial simulado.

A redução deste parâmetro na calibração também foi observada por Bonumá *et al* (2013) e Fukunaga (2012), que reduziram o valor de CN2 para 10% e 9% respectivamente, valores bem inferiores ao obtido nesta bacia. Em um estudo na Bacia de Alto Grande (MG), Andrade *et al* (2012) teve uma redução mais significativa, em 38,18% do valor de CN2, valor praticamente igual ao obtido para a sub-bacia 73. Além de Pereira (2013) e Paim e Menezes (2009), que obtiveram uma redução de 30% e 25%, respectivamente, de CN2.

Segundo Silva e Oliveira (1999), Carlesso *et al* (2011) e Santos *et al* (2013), o método Número da Curva (CN) superestima demais o escoamento superficial, e consequentemente as vazões. Desta forma, há a necessidade de reduzir-se os valores de CN2 para que assim a simulação das vazões se aproximem dos valores observados.

Segundo Oliveira (2014), com o aumento do parâmetro ESCO, a profundidade para a demanda evaporativa do solo diminui, limitando a evaporação do solo. Este parâmetro está relacionado com o processo de evapotranspiração na bacia. Nas três sub-bacias calibradas houve um aumento de ESCO, assim como Monteiro (2016), Brito (2015), e Oliveira (2014) que obtiveram 0,44, 0,68 e 0,82 respectivamente.

A quantidade de água utilizada pelas plantas por dia depende além da quantidade demandada pelas plantas, da quantidade disponível ao longo do perfil do solo. Ou seja, a medida que a umidade das camadas superficiais do perfil do solo diminui, as plantas compensam nas camadas mais profundas. O aumento do parâmetro EPCO nas três sub-bacias, indica que camadas mais profundas serão compensadas. Dantas (2015) obteve em sua calibração, EPCO igual a 0,62, valor próximo ao obtido para a sub-bacia 30. Brito (2015) para a mesma bacia, encontrou EPCO igual a 0,51.

Muitos parâmetros calibrados são relacionados à águas subterrânea, como ALPHA_BF, GW_REVAP, GW_DELAY, GWQMN e RCHRG_DP. O parâmetro ALPHA_BF é a constante de recessão da vazão de base do hidrograma. Segundo Ford & Williams (1989) *apud* Arnold *et al* (1995), a constante de recessão é função

das características do aquífero, principalmente do armazenamento e da transmissividade. Valores mais elevados indicam uma recessão acentuada, enquanto valores baixos indicam que a drenagem é mais lenta. O ALPHA_BF melhor ajustado nas três sub-bacias foi bem maior que o valor inicial, porém inferiores ao encontrado por Oliveira (2014), Kuwajima (2012), Lino (2009) e Baldissera (2005), que obtiveram respectivamente 0,67 dias, 0,73 dias, 1,0 dias e 1,0 dias. Entretanto foram superiores ao encontrado por Salles (2012), e inclusive por Brito (2015) para a mesma bacia hidrográfica, que obtiveram 0,01 dias e 0,048 dias respectivamente.

O GW_REVAP, ao controlar o fluxo de água da zona saturada (aquífero) para a zona não saturada do solo, influencia na dinâmica da água subterrânea na bacia. Houve um aumento deste parâmetro nas três calibrações, porém mais significativo para a sub-bacia 73, aumentando assim o movimento de água do aquífero raso para a zona das raízes. Assim, a sub-bacia 73 é a de maior movimento de água do aquífero raso para a zona que contém raízes. O valor de GW_REVAP encontrado foi para a sub-bacia 30 e 38 foram próximos ao obtido por Monteiro (2016) em que encontrou GW_REVAP igual a 0,04 e 0,06. Já a sub-bacia 73, encontrou valores praticamente iguais ao de Brito (2015), Salles (2012) e Fukunaga (2012).

O parâmetro GW_DELAY, responsável por controlar o tempo de recarga do aquífero, relaciona-se com o escoamento de base. Comparando o a demais estudos, o valor encontrado para as sub-bacias 30 se aproxima ao obtido por Kuwajima (2012) em que obteve-se 429,24 dias. Já a sub-bacia 38, foi obtido um valor mais próximo ao encontrado por Salles (2012) e Fukunaga (2012), que foi de 150 e 287 dias respectivamente. Já o valor obtido para a sub-bacia 73, se aproxima mais da calibração realizada por Monteiro (2016), em que em das partes obteve-se GW_DELAY igual a 1 dia.

A água subterrânea somente atinge a superfície se a profundidade da água do aquífero raso for igual ou maior do que o GWQMN. A profundidade obtida na sub-bacia 38 e 73 foram bem próximas, e inferiores a da sub-bacia 30. Indicando que na sub-bacia 30, será mais difícil a água subterrânea atingir a superfície. O valor encontrado por Brito (2015) para a mesma Bacia foi de 3659, próximo a média destas três sub-bacias. Vale destacar que a calibração de Brito (2015) não foi feita

separadamente como neste trabalho, ou seja, utilizou-se o mesmo parâmetro para toda bacia. Enquanto que neste trabalho, a calibração dividiu a bacia em três partes.

O RCHRG_DP determina a fração de água que percola do aquífero raso para o aquífero profundo, sendo influente na vazão de base do modelo. Assim como Monteiro (2016), Oliveira (2014) e Paim e Menezes (2009) foi necessário um aumento significativo deste parâmetro.

O dossel das árvores pode afetar significativamente a infiltração, o escoamento superficial e a evapotranspiração, uma vez que pode interceptar as gotas de chuva e armazenar parte da água. Além disso, a intercepção do dossel reduz a energia erosiva das gotas, sendo influente também no transporte de sedimentos. O parâmetro CANMX é a quantidade máxima de água que pode ser armazenada em um dossel completamente desenvolvido. Assim, este parâmetro foi ajustado apenas para o uso *Mata Nativa*, aumentando sua quantidade máxima de armazenamento. Os valores obtidos nas três sub-bacias foram próximos. Porém superiores ao encontrado por Brito (2015) para a mesma bacia (26,58 mm). Quando comparado ao cenário que desconsidera a presença dos reservatórios, este apresentou um maior valor de CANMX. Ou seja, na presença dos reservatórios, foi necessário na calibração um maior aumento da capacidade de armazenamento, para assim conseguir uma maior retenção e com isso diminuir mais o escoamento superficial. Pode-se considerar que a inserção dos reservatórios influiu num aumento da vazão, necessitando-se assim diminuir o escoamento superficial afim de obter um melhor ajuste do modelo. Isto deve-se a inserção inadequada da regra de operação dos reservatórios, já comentada anteriormente, que foi superestimada.

A eficiência do revolvimento biológico (BIOMIX) teve um aumento quanto ao seu valor inicial para as três sub-bacias. Isto indica que houve um aumento das redistribuições das propriedades do solo por conta da atividade biológica do solo. Segundo Salles (2012), no geral há um aumento da atividade biológica a medida que o manejo do solo muda de plantio convencional para plantio direto, método de plantio incentivado na região de estudo. Dantas *et al* (2015) obtiveram na calibração um BIOMIX igual a 0,57 superior ao obtido nas sub-bacias 30 e 38, porém inferior ao obtido na sub-bacia 73.

Outro ponto abordado na calibração foi as características físicas do solo. A capacidade de água disponível no solo (SOL_AWC) foi aumentada nas três calibrações. Mais significativamente na sub-bacia 30, e em seguida na sub-bacia 38. Estas duas tiveram um aumento próximo ao encontrado por Monteiro (2016) que obteve um aumento de 39%. Conforme explicado em Bonumá *et al* (2013), o escoamento de base é inversamente proporcional ao SOL_AWC, o que portanto, levou-se a uma redução do escoamento de base. Este parâmetro tem relação com os processos de percolação, evaporação e dinâmica da água subterrânea na bacia. Já a capacidade de água disponível no solo obtida para a sub-bacia 73 foi próxima ao encontrado na calibração de Oliveira (2014) e Pereira (2013), que obtiveram um aumento de 17% e 15% respectivamente.

Já a condutividade hidráulica do solo saturado (SOL_K) teve uma redução significativa do seu valor inicial em toda a bacia. Mais expressivamente nas sub-bacias calibradas com os dados da sub-bacia 38. Oliveira (2014), Pereira (2013) e Kuwajima (2012) também tiveram uma redução deste parâmetro em 20%, 88% e 98%, respectivamente. Ao contrário de Andrade *et al* (2013) e Fukunaga (2012), que relataram um aumento de 50% e 54,4% respectivamente. A condutividade hidráulica influencia os processos de percolação, fluxo lateral e dinâmica da água subterrânea.

A profundidade do solo (SOL_Z) teve uma redução em todas as sub-bacias, mais significativamente na sub-bacia 30 em que reduziu-se em 82%. Enquanto que para a sub-bacia 38, houve uma redução de 10% do valor inicial e sub-bacia 73 teve uma redução de 39%. Andrade *et al* (2013) e Silva (2010) também obtiveram uma redução deste parâmetro, enquanto que Dantas *et al* (2015) e Pereira (2013) tiveram um aumento deste parâmetro em suas calibrações.

O comprimento médio da encosta (SLSUBBSN) é comumente superestimado pelo modelo. No entanto, durante a calibração o melhor ajuste indicou um aumento deste parâmetro para as três calibrações. Segundo Silva (2010) quanto maior este parâmetro, maior o tempo de concentração necessário para o deflúvio atingir o canal principal. E o tempo de concentração é um parâmetro importante para o cálculo da taxa máxima de escoamento superficial. Assim, a vazão de pico é inversamente proporcional ao parâmetro SLSUBBSN. O SLSUBBSN além de influenciar na taxa de pico do escoamento e no escoamento superficial, é importante também na produção de sedimentos. Houve portanto um aumento deste parâmetro no intuito de

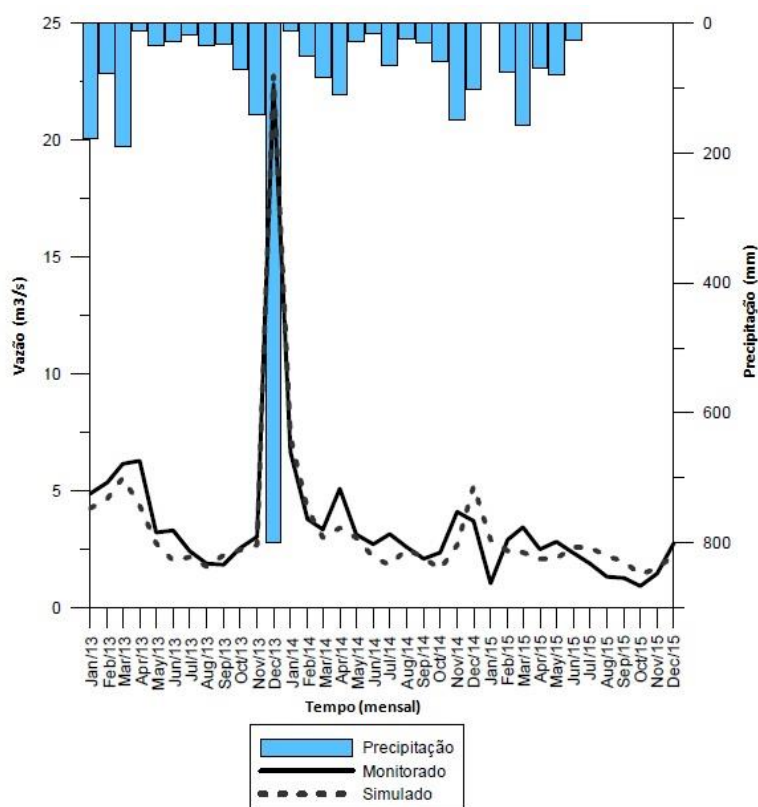
diminuir as vazões de pico simuladas sem a calibração. Dantas *et al* (2015) obteve um aumento deste parâmetro de 17%, igual ao obtido na sub-bacia 38.

A condutividade hidráulica nos canais (CH_K2) controla as perdas de água do canal para o solo. Sem a calibração, o modelo considera-o igual a zero. Na calibração do modelo, indicou o aumento deste parâmetros para toda bacia. Mais significativamente nas sub-bacias calibradas com dados da sub-bacia 38. O valores encontrados nas sub-bacias 38 e 73 estão mais próximos ao encontrado por Brito (2015) para a mesma região de estudo, que obteve CH_K2 igual a 102,08 mm/h. Já a sub-bacia 30 obteve valor de CH_K2 próximo ao de Fukunaga (2012) que obteve 35,2 mm/h.

O coeficiente de rugosidade do canal (CH_N2) teve também um aumento nas 3 calibrações. O valor obtido foi bem superior ao encontrado por Oliveira 2014, Pereira (2013) e Fukunaga (2012), que obtiveram um coeficiente de rugosidade do canal de 0,087 s/m³, 0,012 s/m³ e 0,023 s/m³ respectivamente. Porém, Schultz *et al* (2010) obteve um coeficiente de rugosidade mais próximo, de 0,15 s/m³. Assim como Brito (2015), que obteve em sua calibração para a mesma Bacia Hidrográfica deste trabalho, um coeficiente de rugosidade de 0,27 s/m³

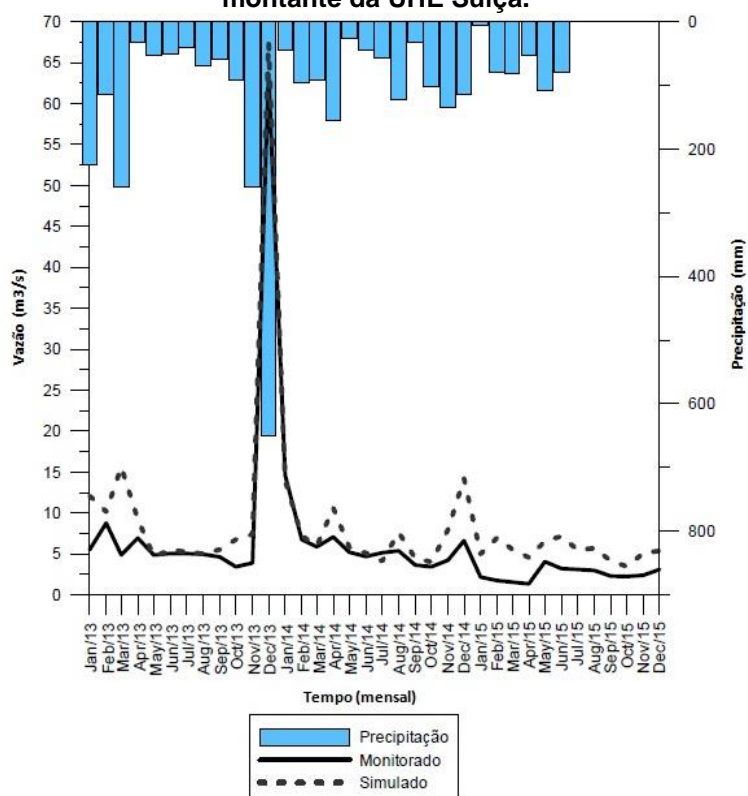
O resultado obtido após as modificações dos valores dos parâmetros para cada sub-bacia pode ser observado nos Gráficos 9, 10 e 11, com a vazão monitorada e simulada, bem como com a precipitação monitorada neste mesmo ponto. Vale destacar que a precipitação demonstrada no gráfico foi monitorada nas estações fluviométricas, e não são as mesmas utilizadas na inserção dos dados de entrada que são referentes à estação climática de Santa Tereza.

Gráfico 9 - Vazão simulada e monitorada para a sub-bacia 30, a montante da PCH Rio Bonito.



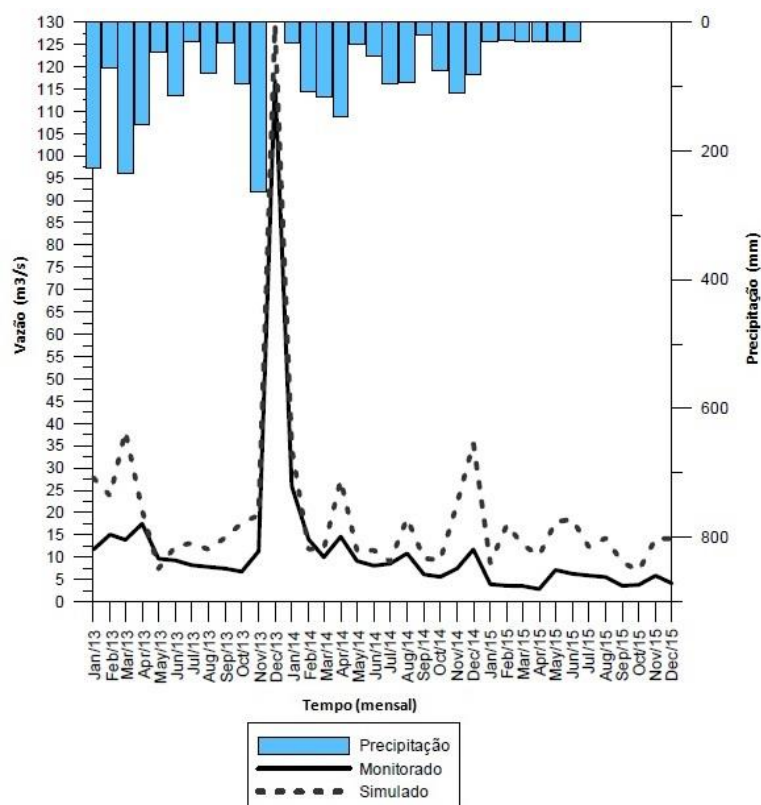
Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 10 - Vazão simulada e monitorada para a sub-bacia 38, a jusante da PCH Rio Bonito e montante da UHE Suíça.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 11 - Vazão simulada e monitorada para a sub-bacia 73, a jusante da UHE Suíça



Fonte: Elaborado pelo autor.

No Gráfico 9, verifica-se que a vazão simulada para a sub-bacia 30 segue a mesma tendência da vazão monitorada na maior parte do tempo, com exceção de junho de 2013 em que a vazão simulada continuou caindo, enquanto houve um aumento na monitorada. O mesmo foi verificado em julho de 2014. Já em dezembro de 2014 a vazão simulada continuou subindo, enquanto na monitorada houve um decréscimo. Em março de 2015 houve um pico da vazão monitorada, que não foi acompanhada na simulação. Houve uma subestimação da vazão simulada na maior parte do tempo.

Pode-se observar que há uma convergência entre os valores de vazão e a precipitação, o que indica que o modelo é adequado para a modelagem da produção de água. Pode-se observar isso principalmente em dezembro de 2013, onde houve uma precipitação importante de aproximadamente 800 mm, o que gerou uma vazão monitorada de 22,4 m³/s e simulada de 22,8 m³/s.

Analisando-se o Gráfico 10, percebe-se que a vazão simulada segue a mesma tendência da vazão monitorada, com exceção de janeiro a abril de 2013, em que se

comportam de maneira oposta. Houve uma superestimação da vazão simulada ao longo tempo, mais acentuado a partir de novembro de 2014.

É possível observar que a vazão simulada e a precipitação seguem a mesma tendência ao longo do tempo, indicando mais uma vez como o modelo é adequado para a modelagem da produção de água. Pode-se observar isso principalmente em dezembro de 2013, onde houve uma precipitação importante de aproximadamente 650 mm, o que gerou uma vazão monitorada de 63,63 m³/s e simulada de 67,47 m³/s.

Comparando com o cenário que desconsidera os reservatórios, verifica-se que neste cenário a vazão foi mais superestimada, indicando que a inserção do reservatório de Rio Bonito influenciou negativamente para a simulação da vazão. Isto pode ser justificado pela inserção da vazão máxima por turbina dos reservatórios como regra de operação, o que causou um aumento da vazão simulada.

Analisando-se o Gráfico 11, percebe-se que a vazão simulada segue a mesma tendência da vazão monitorada na maior parte do tempo, com exceção de janeiro a abril de 2013, em que se comportam de maneira oposta e de maio a julho de 2014, em que a vazão monitorada se manteve constante e a simulada houve um aumento gradativo. Além de janeiro a março de 2015, em que a vazão monitorada permaneceu constante, porém a simulada teve um pico. Assim como para à jusante da PCH de Rio Bonito, à jusante da UHE Suíça houve uma superestimação da vazão simulada ao longo de todo o tempo, mais acentuado a partir de fevereiro de 2014. Assim como à jusante de Rio Bonito, após a inserção do reservatório de Suíça, houve uma maior superestimação da vazão simulada à sua jusante. Pode-se afirmar que foi pelo mesmo motivo, a regra de operação utilizada.

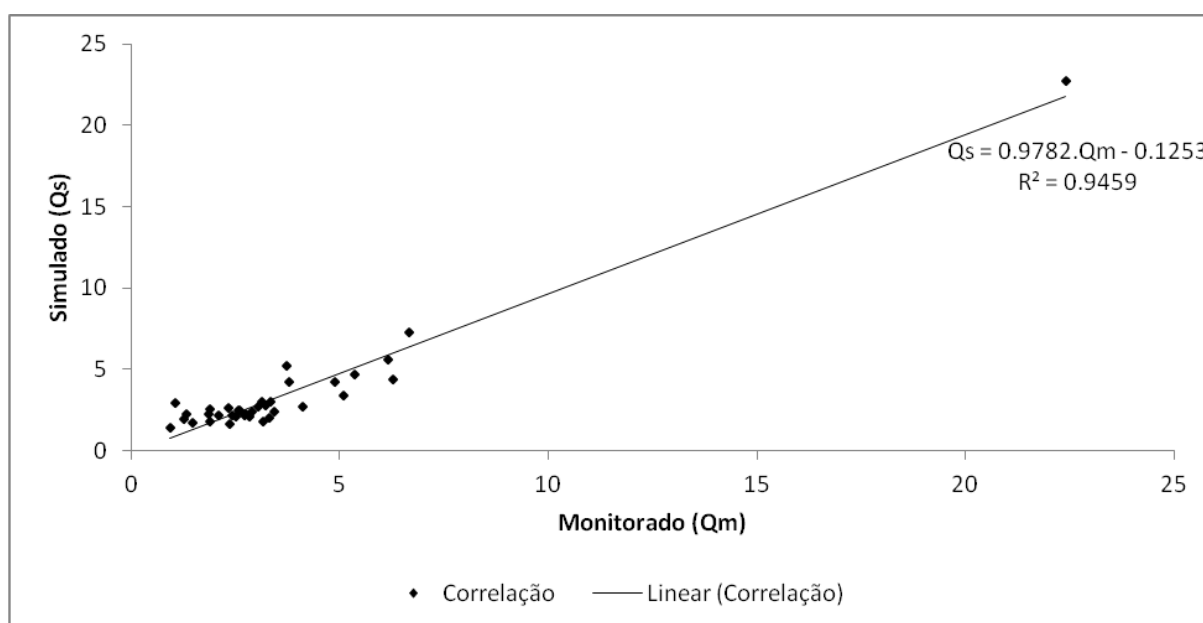
É possível observar que a vazão simulada e a precipitação seguem a mesma tendência ao longo do tempo. Com exceção de janeiro a junho de 2016, onde a precipitação permaneceu constante, porém a vazão simulada teve alguns picos.

O único ponto em que não houve a superestimação da vazão foi no ponto à montante dos dois reservatórios, indicando mais uma vez que inserção destes no modelo influenciou na superestimação da vazão à sua jusante.

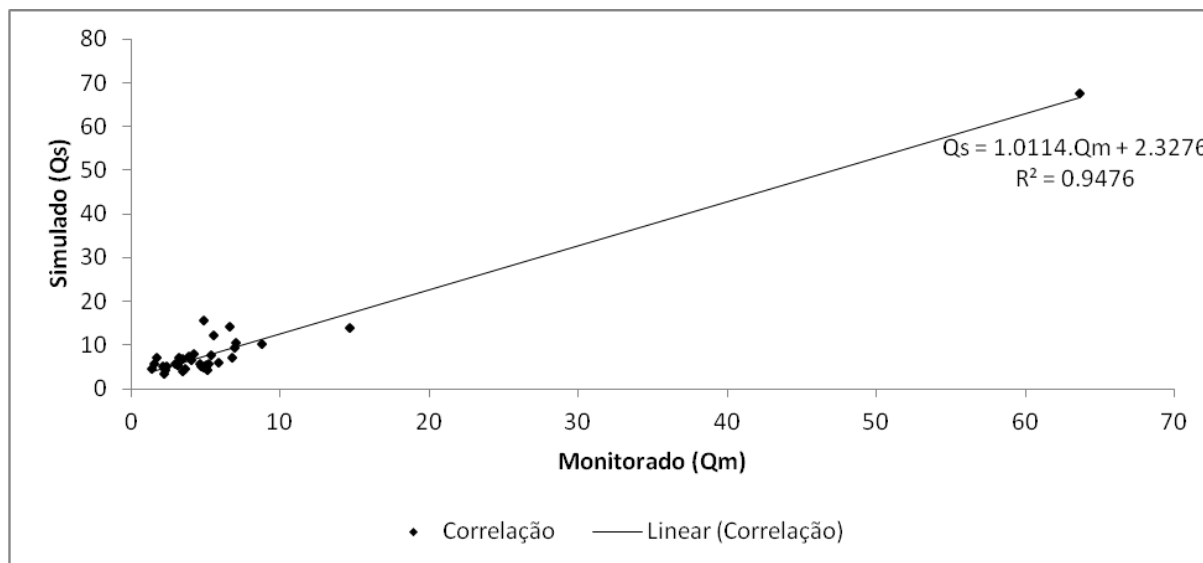
Vale destacar que em dezembro de 2013 este ponto não teve monitoramento de chuva e nem de vazão para o ponto a jusante da UHE Suíça, devido a alta precipitação que ocorreu neste mês causando a inundação desse ponto de monitoramento. Para a vazão neste mês foi realizado um preenchimento da série a partir dos dados monitorados a sua montante.

Analisando-se o comportamento da linha de tendência linear e o coeficiente de determinação (R^2) das vazões simuladas e monitoradas, pode-se avaliar a correlação entre elas, conforme os Gráficos 12, 13 e 14.

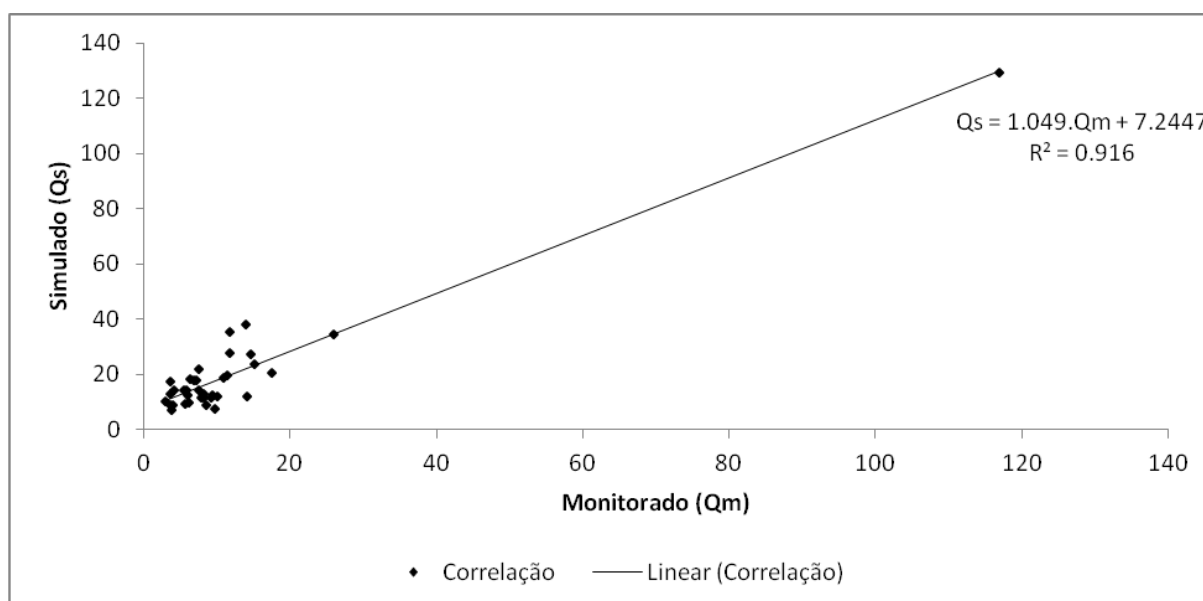
Gráfico 12 - Correlação entre vazão simulada e monitorada para a sub-bacia 30



Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 13 - Correlação entre vazão simulada e monitorada para a sub-bacia 38.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 14 - Correlação entre vazão simulada e monitorada para a sub-bacia 73.

Fonte: Elaborado pelo autor.

De acordo com o coeficiente de determinação, tem-se uma ótima relação linear entre os valores simulados e os monitorados para as três sub-bacias analisadas, com $R^2 > 0,91$.

Analisando-se apenas o coeficiente de determinação, o resultado da calibração deste cenário foi praticamente o mesmo do cenário que desconsidera os reservatórios para a sub-bacia 38, visto que o R^2 para ambos foi de aproximadamente 0,95. No entanto, analisando-se os outros coeficientes estatísticos na Tabela 10, não se pode afirmar o mesmo.

Quanto a sub-bacia 73, analisando-se apenas o coeficiente de determinação, o resultado da calibração deste cenário ($R^2=0,92$) foi ligeiramente pior que a do cenário que não considera a presença dos reservatórios ($R^2=0,96$). Analisando-se os outros coeficientes estatísticos na Tabela 10, pode-se afirmar o mesmo.

Tabela 10 - Análises Estatísticas para o Modelo Simulado – Sub-bacia 30.

Vazão			
	COE	PBIAS	EQM
Sub-Bacia 30	0,94	6,3	0,72
Sub-Bacia 38	0,89	-38,4	11,00
Sub-Bacia 73	0,72	-66,4	96,00

Fonte: Elaborado pelo autor.

De acordo com os coeficientes estatísticos apresentados, a sub-bacia 30 há uma boa correlação entre a vazão simulada pelo modelo calibrado com a monitorada, corroborando o que a afirmativa realizada anteriormente que o SWAT foi um bom modelo para a estimativa de vazão para esta sub-bacia. O COE encontrado, de acordo com a classificação de Moriasi *et al* (2007), indica que a qualidade da simulação da vazão foi muito boa. O PBIAS positivo reforça a subestimação das vazões, observados no Gráfico 9. Este valor de PBIAS indica uma simulação muito boa, segundo a classificação de Moriasi *et al.* (2007), em que PBIAS é menor que ± 10 . Outro coeficiente que indica a boa estimativa do modelo calibrado é o EQM, que está bem próximo de zero.

Para a sub-bacia 38, observa-se que a calibração com a inserção do reservatório inferiu negativamente no resultado da vazão. Uma vez que no cenário sem os reservatórios, para a sub-bacia 38 obteve-se COE=0,95, PBIAS= -0,6 e EQM=4,50. No entanto, ainda apresentou uma simulação satisfatória de acordo com a classificação de Moriasi *et al* (2007). O COE encontrado (0,89), de acordo com a classificação de Moriasi *et al* (2007), pode afirmar que a qualidade da simulação da vazão foi muito boa. O PBIAS negativo reforça a superestimação das vazões, observados Gráfico 10. Este valor de PBIAS indica uma simulação satisfatória, segundo a classificação de Moriasi *et al.* (2007). Outro coeficiente que indica a boa estimativa do modelo calibrado é o EQM, que apresenta um baixo valor. Pode-se afirmar que a calibração foi ligeiramente melhor no cenário sem os reservatórios, onde todos os coeficientes estatísticos se enquadram na classificação de muito bom de Moriasi *et al* (2007). Isso corrobora o que já foi mencionado anteriormente, que a

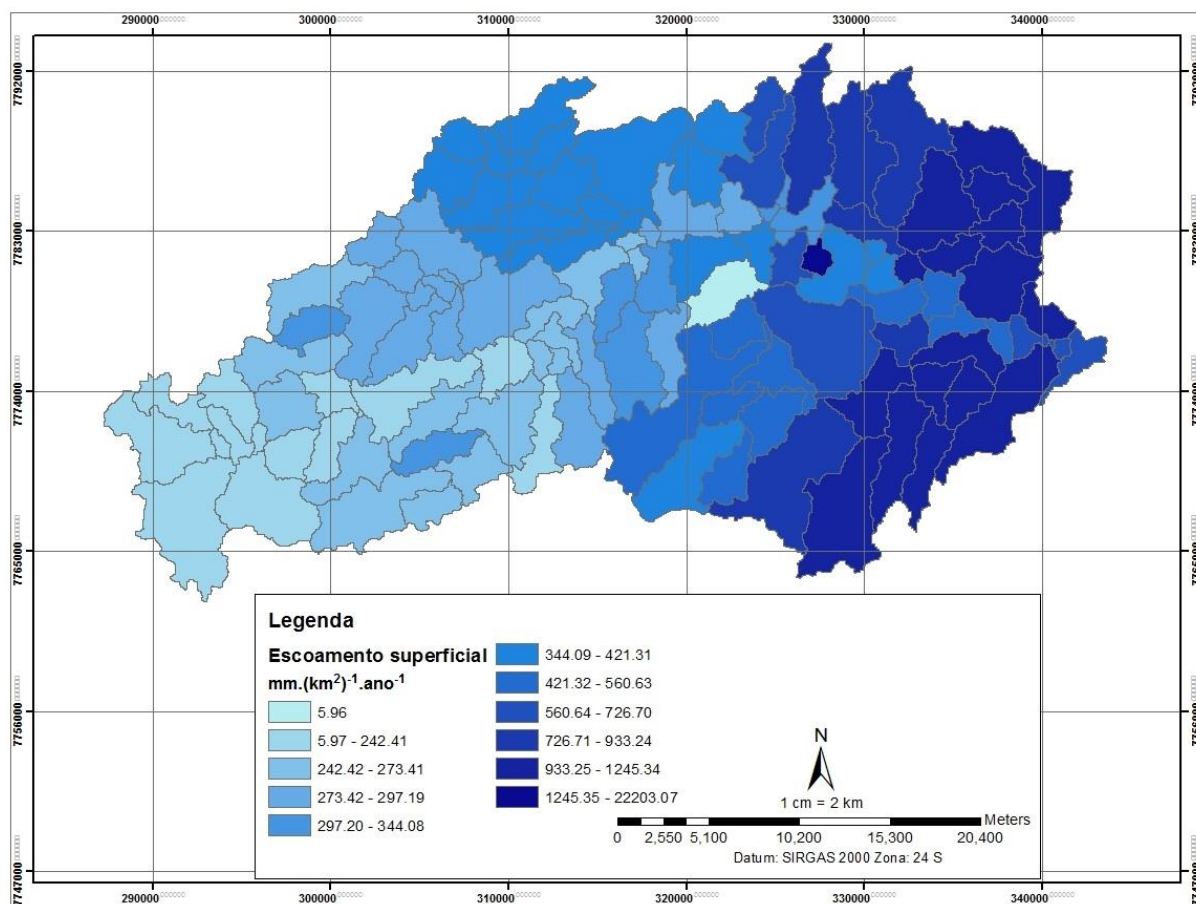
regra de operação adicionada não foi a ideal. Lembrando que este dado não foi disponibilizado pela EDP, portanto foi utilizado o valor concedido nas licenças de operação dos reservatórios que indica a vazão máxima de saída por turbina.

Para a sub-bacia 73, pode-se afirmar que a inserção dos reservatórios também inferiu negativamente no resultado da vazão. Visto que após a calibração neste cenário, obteve-se coeficientes piores, em que no cenário sem os reservatórios encontrou-se $COE=0,95$, $PBIAS=9,3$ e $EQM=17,0$. No entanto, ainda apresentou uma simulação boa de acordo com a classificação de Moriasi *et al* (2007) de acordo com COE, no entanto insatisfatória segundo o valor de PBIAS. O PBIAS negativo reforça a superestimação das vazões, observados no Gráfico 11. O EQM ainda apresenta um baixo valor. A calibração negativa nesta sub-bacia para este cenário pode ser justificada tanto pela inserção inadequada da regra de operação de ambos reservatórios, como também pelo uso da vazão calculada para dezembro de 2013. Esta vazão teve um valor significativo, e se não estiver adequada pode inferir num resultado negativo nos coeficientes estatísticos.

Na Figura 9 é possível avaliar a média anual do escoamento superficial de cada sub-bacia. Esta variou de $5,96 \text{ mm} \cdot (\text{km}^2)^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ a $1245,34 \text{ mm} \cdot (\text{km}^2)^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$. Somente na sub-bacia onde encontra-se o reservatório de Rio Bonito que houve um maior escoamento superficial médio devido ao evento ocorrido em dezembro de 2013, que aumentou sua média para $22203,07 \text{ mm} \cdot (\text{km}^2)^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$.

As maiores laminas d'água foram geradas na parte inferior da bacia, que mesmo apresentando bastante mata nativa, é a porção da bacia que apresenta maior porcentagem de pastagem e afloramento rochoso. A parte superior da bacia, onde há menores escoamentos superficiais, é onde encontra a maior parcela de reflorestamento de eucalipto, mostrando que este reflorestamento tem sido efetivo na diminuição do escoamento superficial e consequentemente na possível perda de solo.

Figura 9 - Modelagem do escoamento superficial médio anual.



Fonte: Elaborado pelo autor.

5.2.2. Calibração sedimentológica

Após a realizada a calibração hidrológica, procedeu-se para a calibração sedimentológica, cujos parâmetros e valores calibrados são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 - Valores dos parâmetros utilizados na calibração automática da descarga sólida, com os respectivos limites inferiores e superiores, e o valor calibrado para as sub-bacias referentes às sub-bacias 30, 38 e 73.

Sedimento					
Parâmetros	Limites	Valor Inicial	Valor Calibrado Sub-bacia 30	Valor Calibrado Sub-bacia 38	Valor Calibrado Sub-bacia 73
CH_COV1	0 - 1	0	0,86	0,33	0,63
CH_COV2	0 - 1	0	0,92	0,87	0,67
USLE_K	0 - 0,65	0,05 a 0,14	0,035	0,35	0,31
SPCON	0,0001 - 0,01	0,0001	0,000395	0,000395	0,000395
SPEXP	1 - 1,5	1	1,22	1,22	1,22
USLE_P	0 - 1	1	0,20	0,19	0,19

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os parâmetros SPCON e o seu expoente SPEXP controlam a deposição de sedimentos no canal. Como eles são um parâmetro da bacia, seus valores foram ajustados para toda a bacia, e o restante dos parâmetros foram calibrados separadamente como no processo de calibração hidrológica. Portanto, todas as sub-bacia terão o mesmo valor de SPCON e SPEXP. Estes dois parâmetros são ajustados para a determinação do montante máximo de sedimentos que pode ser rearmados durante o transporte de sedimentos no canal.

O valor de SPCON obtido no melhor ajuste deste cenário foi de 0,000395. Este valor encontrado, ainda se aproxima do obtido por Conceição *et al* (2012) e Huber (2015), que obtiveram valores de SPCON iguais a 0,0002 e 0,0006 respectivamente. Já o coeficiente SPEXP obtido foi de 1,22. Brito (2015) obteve para a mesma bacia um valor maior para SPCON (0,0056), porém não calibrou o parâmetro SPEXP. Monteiro *et al* (2016) em seu estudo realizado na bacia do rio das Mortes - MG, obteve em sua calibração SPCON igual a 0,001498 e SPEXP igual a 1,8325, valores bem superiores ao obtido neste estudo. Conceição *et al* (2012) utilizou SPEXP igual a 1,5 em sua calibração - valor mais próximo ao deste trabalho. Já Huber (2015) obteve para SPEXP um valor igual a 0,89.

Similar aos dois parâmetros mencionados, o fator de erodibilidade do canal (CH_COV1) e o fator de cobertura do canal (CH_COV2) são fatores que influenciam no transporte de sedimentos no canal, uma vez que determinam o quanto o canal é susceptível a erodir e o se o canal apresenta alguma cobertura vegetal que o protege de sofrer erosão. Estes dois parâmetros variam de 0 a 1. Para CH_COV1, zero indica que o canal não é susceptível a erosão e 1 indica que o canal não

apresenta qualquer resistência à erosão. Já CH_COV2, zero significa que o canal é completamente protegido da erosão pela cobertura vegetal e 1 indica que o canal não apresenta cobertura vegetal que o protege.

Vale destacar que no modelo antigo, existia apenas CH_COV e CH_EROD, onde CH_COV indica o fator de cobertura do canal e o CH_EROD o fator de erodibilidade. Atualmente, o CH_COV foi dividido em dois (CH_COV 1 e CH_COV2) e o CH_EROD transformou em CH_ERODMO, mas este definido mensalmente.

Quanto ao fator de erodibilidade do canal (CH_COV1) e o fator de cobertura do canal (CH_COV2), foi necessário após a calibração da vazão ajustar estes 2 parâmetros a fim de aumentar a erosão do canal, permitindo assim o aumento da descarga sólida.

Para a sub-bacia 30 neste cenário, o melhor ajuste indicou CH_COV1 igual a 0,86. Valor praticamente igual ao obtido no cenário que desconsidera os reservatórios. O que é justificável uma vez que esta sub-bacia encontra-se a montante dos dois reservatórios, não apresentando qualquer influência deles.

Na calibração da sub-bacia 38 neste cenário, o melhor ajuste indicou CH_COV1 igual a 0,33. Houve um aumento quando comparado ao cenário que desconsidera os reservatórios que obteve CH_COV1 igual a 0,24. Diferentemente do que ocorreu na sub-bacia 30 que praticamente não mudou nos dois cenários. Vale destacar que a sub-bacia 38 se encontra a jusante do reservatório da PCH Rio Bonito, o que interferiu nesta diferença apresentada, uma vez que o reservatório contribuiu para a retenção de sedimentos, necessitando assim aumentar a susceptibilidade do canal à erosão a sua jusante para conseguir calibrar o modelo.

Já para a sub-bacia 73, o melhor ajuste indicou CH_COV1 igual a 0,63. Este valor foi inferior ao obtido no cenário sem os reservatórios. Apesar do reservatório de Suíça ser uma forma de retenção de sedimento, o evento de dezembro de 2013 influiu neste valor, visto que uma alta descarga sólida foi liberada da UHE Suíça neste evento. Com isso, aumentando a descarga sólida a jusante, foi necessário diminuir a susceptibilidade do canal à erosão, evitando assim superestimar a descarga sólida.

O fator de cobertura do canal (CH_COV2) também pouco se alterou na sub-bacia 30 comparando os dois cenários. Enquanto que o valor obtido de CH_COV2 neste cenário foi de 0,92, no cenário sem os reservatórios foi igual a 0,94.

O fator de cobertura do canal (CH_COV2) para a sub-bacia 38 teve seu valor aumentado para 0,87, valor muito maior que no cenário sem os reservatórios (CH_COV2=0,25). Indicando que para este cenário, foi necessário ajustar o fator de cobertura do canal de forma a deixá-lo menos protegido quanto à erosão, e assim conseguir aumentar a descarga sólida no canal. Corroborando o que foi mencionado anteriormente, em que afirma-se que o reservatório de Rio Bonito reteve sedimento.

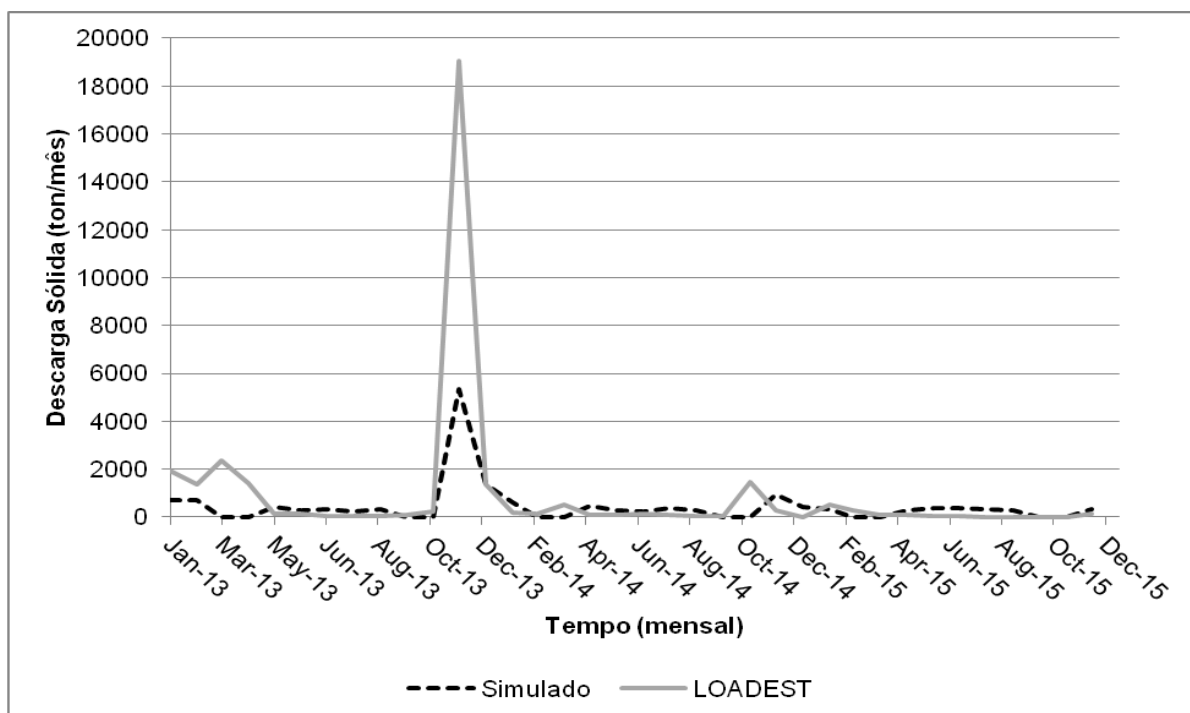
Já na sub-bacia 73, o melhor ajuste indicou um fator de cobertura do canal (CH_COV2) de 0,67, praticamente igual ao encontrado no cenário sem os reservatórios. Apenas o fato de ter diminuído a susceptibilidade do canal à erosão foi suficiente para realizar a calibração a jusante do reservatório de Suíça. Não foi necessário aumentar ainda mais a cobertura vegetal do canal para diminuir a descarga sólida no canal.

O fator de práticas conservacionistas (USLE_P) obtido na calibração da sub-bacia nas três calibrações foram muito próximos, 0,20 para a sub-bacia 30 e 0,19 para a sub-bacia 38 e 73.

O fator de erodibilidade do solo (USLE_K) na sub-bacia 30 após a calibração teve uma redução do seu valor para 0,035. Ao contrário da sub-bacias 38 e 73, que tiveram um aumento para 0,35 e 0,31, respectivamente. Estas duas sub-bacias apresentou valores superiores ao obtido no cenário sem os reservatórios. Isto é explicado pelo mesmo motivo dos outros parâmetros, devido a retenção do reservatório foi necessário aumentar a erodibilidade do solo para aumentar a descarga sólida no canal.

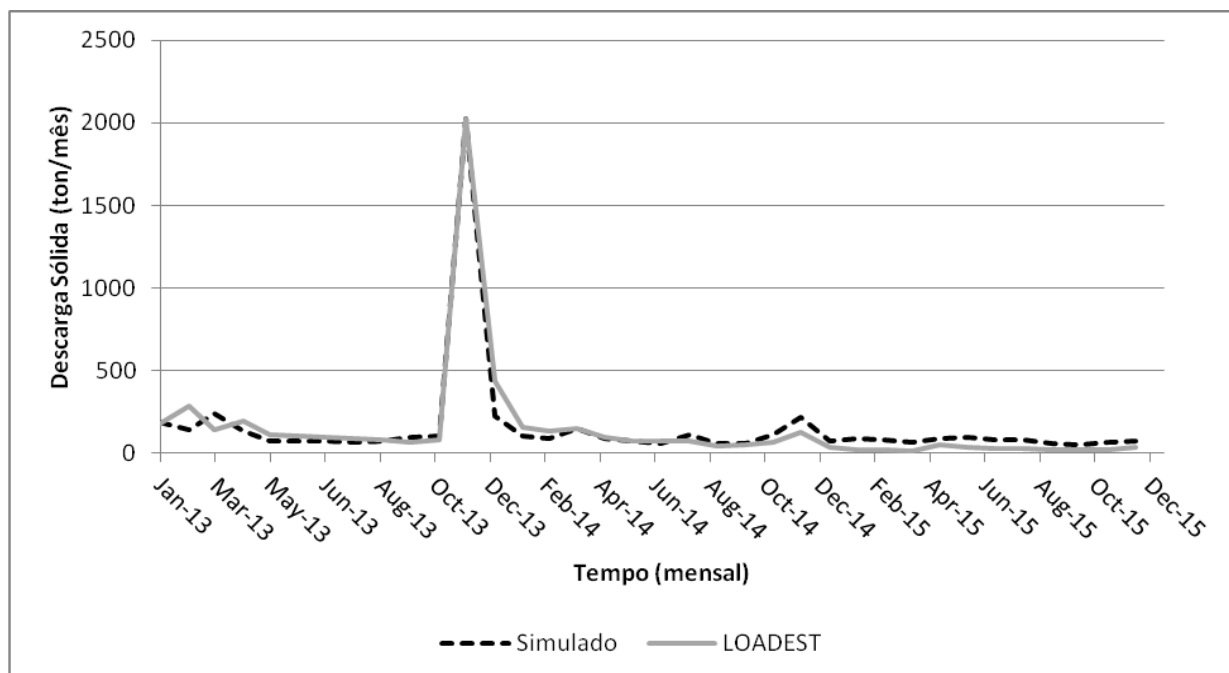
Após as substituição dos valores dos parâmetros encontrados no melhor ajuste de cada sub-bacia, obteve-se o resultado apresentado nos Gráficos 15, 16 e 17, com a descarga sólida estimada pelo LOADEST a partir de dados monitorados em campo a e simulada pelo SWAT.

Gráfico 15 - Descarga sólida simulada pelo SWAT e a estimada pelo LOADEST para a Sub-bacia 30, a montante da PCH Rio Bonito.



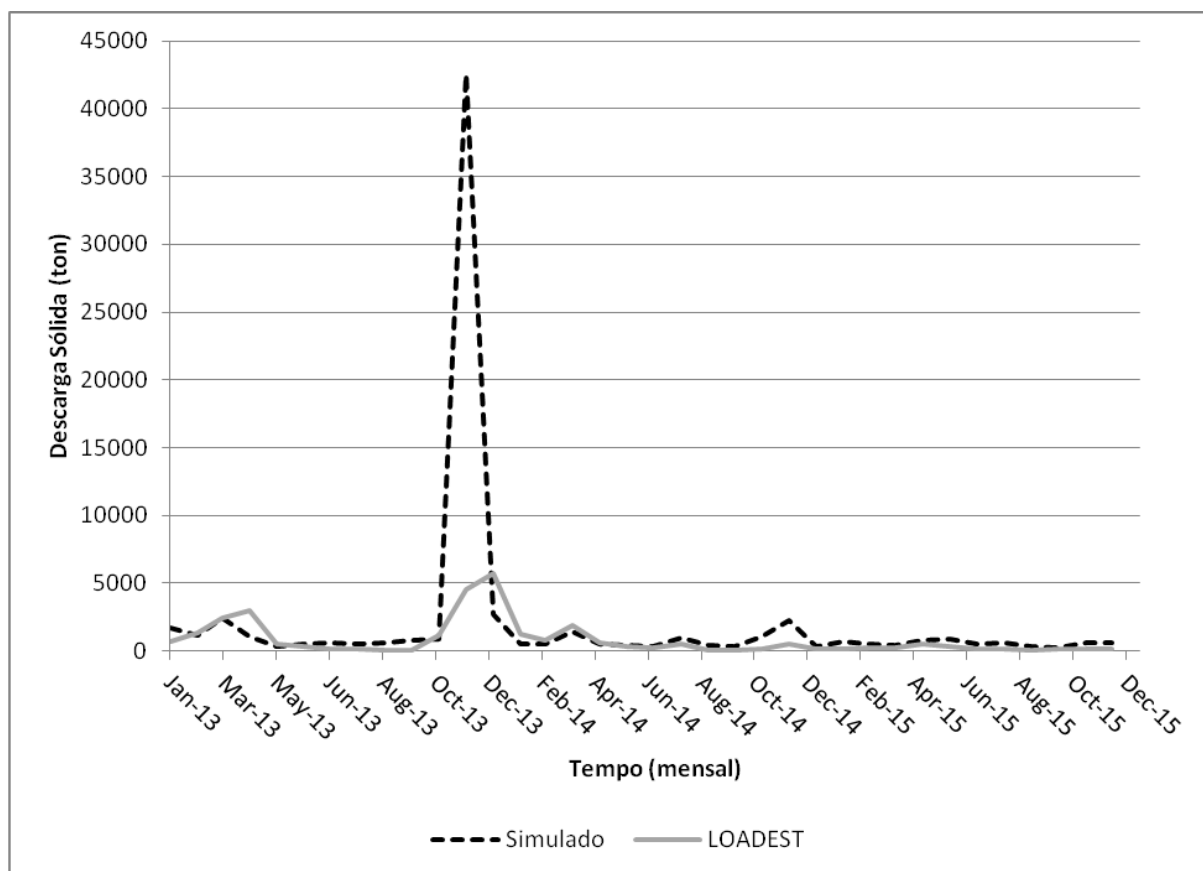
Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 16 - Descarga sólida simulada pelo SWAT e a estimada pelo LOADEST para a Sub-bacia 38, a jusante da PCH Rio Bonito e a montante da UHE Suíça.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 17 - Descarga sólida simulada pelo SWAT e a estimada pelo LOADEST para a Sub-bacia 73, a jusante da UHE Suíça.



Fonte: Elaborado pelo autor.

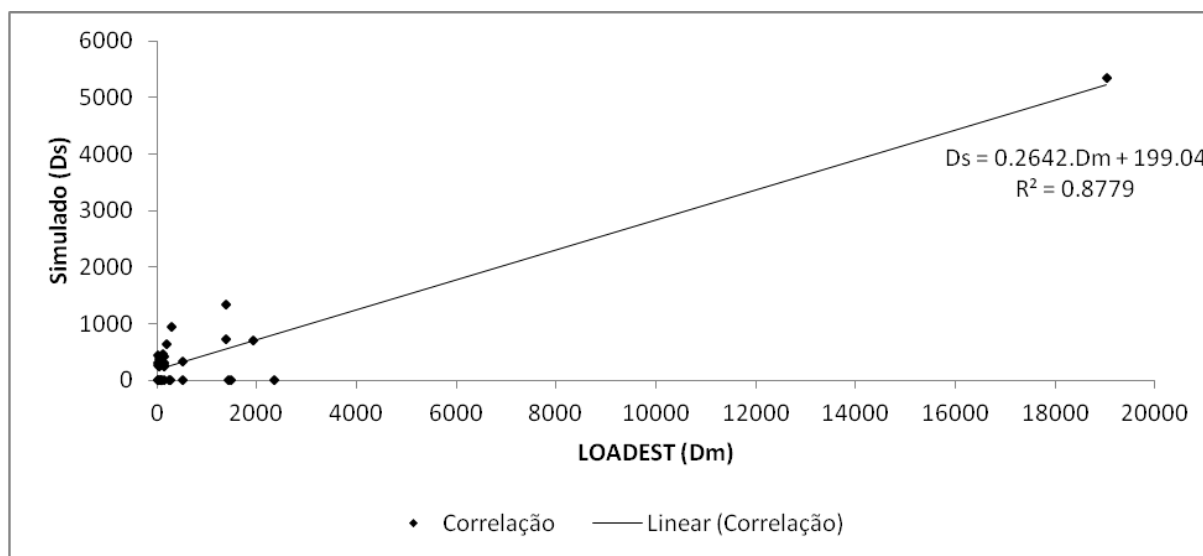
Analisando-se o Gráfico 15, percebe-se que a calibração da descarga sólida na sub-bacia 30 neste cenário não obteve bons resultados. A descarga sólida simulada pelo SWAT foi subestimada consideravelmente quando comparada à descarga sólida estimada pelo LOADEST. No entanto, a descarga sólida simulada seguiu a mesma tendência da estimada pelo LOADEST, com exceção de março de 2013, fevereiro e outubro de 2014, que houve um pico não acompanhado na simulação pelo SWAT. E novembro de 2014 em que o SWAT simulou um pico de descarga sólida em que não foi estimado pelo LOADEST.

No Gráfico 16, pode-se afirmar que a calibração da descarga sólida na sub-bacia 38 obteve resultados muito bons. A descarga sólida simulada pelo SWAT seguiu a mesma tendência da descarga sólida estimada pelo LOADEST, com exceção de março de 2013 em que a descarga sólida simulada pelo SWAT teve um pico ao invés de reduzir como apresentado na descarga sólida estimada pelo LOADEST. Houve uma superestimação da descarga sólida simulada pelo SWAT na maior parte do tempo.

Analisando o Gráfico 17, pode-se dizer que a calibração da descarga sólida na sub-bacia 73 obteve resultados satisfatório na maior parte do tempo. A descarga sólida simulada pelo SWAT seguiu a mesma tendência da descarga sólida estimada pelo LOADEST ao longo de todo o período simulado. Na maior parte do tempo houve uma superestimação da descarga sólida simulada pelo SWAT. O resultado simulado pelo SWAT acompanhou muito bem o estimado pelo LOADEST, exceto em dezembro de 2013, que foi o um período de vazão extremamente alta, inclusive que impossibilitou seu monitoramento. Consequentemente a descarga sólida nesse período deveria ser mais alta do que o estimado pelo LOADEST. Pode-se dizer que se houvesse um monitoramento sedimentométrico que acompanhasse todo o regime hidrológico, seria possível obter um resultado mais fiel ao real.

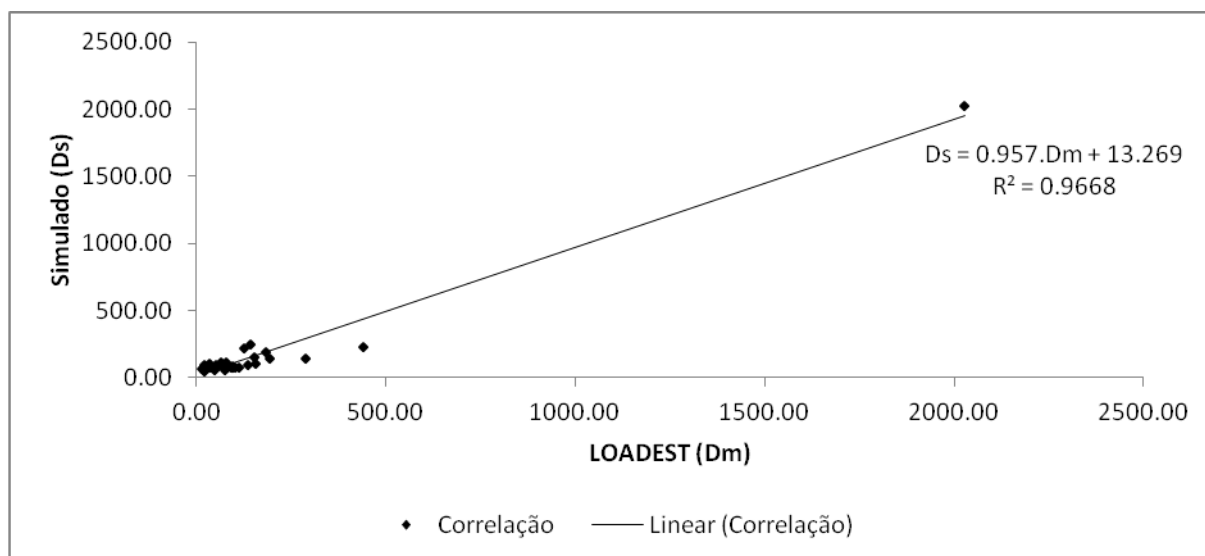
Pode-se avaliar a correlação entre as descargas simuladas pelo SWAT e as estimadas pelo LOADEST para cada sub-bacia calibrada, analisando-se o comportamento da linha de tendência linear e coeficiente de determinação (R^2) destas descargas sólidas, como é ilustrado nos Gráficos 18, 19 e 20.

Gráfico 18 - Correlação entre a descarga simulada pelo SWAT e a estimada pelo LOADEST para a sub-bacia 30.



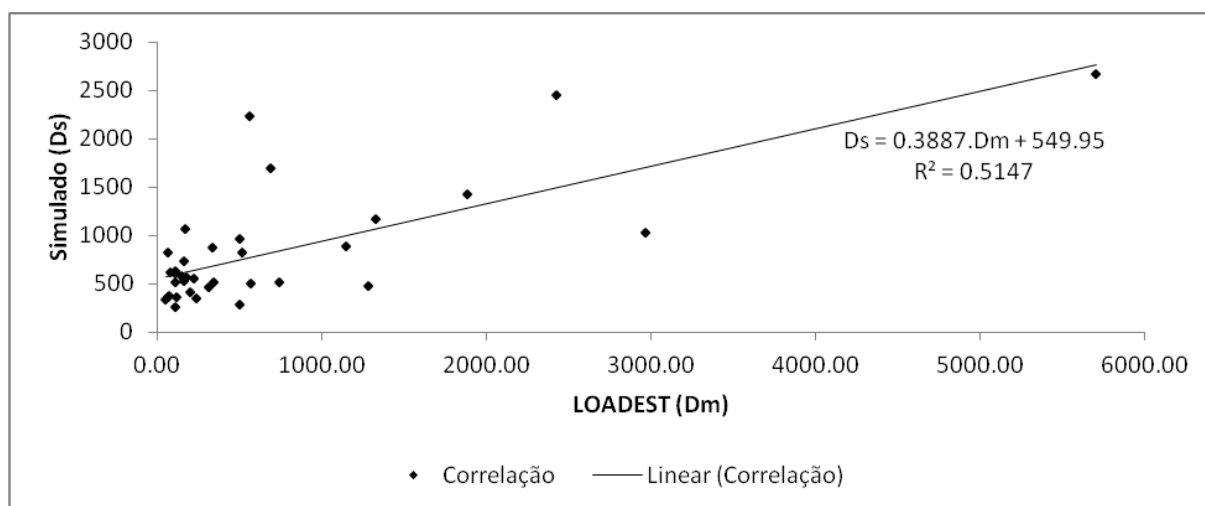
Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 19 - Correlação entre a descarga simulada pelo SWAT e a estimada pelo LOADEST para a sub-bacia 38.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 20 - Correlação entre a descarga simulada pelo SWAT e a estimada pelo LOADEST para a sub-bacia 73.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Observando-se o Coeficiente de Determinação, verifica-se que houve uma boa relação linear entre os valores simulados pelo SWAT e os estimados pelo LOADEST para a sub-bacia 30 e 38, com $R^2 > 0,87$. Para a sub-bacia 73, apesar de R^2 ainda estar baixo, assim como nas outras duas sub-bacias houve uma melhora deste coeficiente com a inserção dos reservatórios. Para a sub-bacia 73, considerando-se apenas o coeficiente de determinação, afirma-se que não houve uma boa estimativa do modelo após a calibração para esta sub-bacia. Porém vale destacar o que já foi mencionado anteriormente, que os dados utilizados para a calibração não foram dados monitorados, e sim dados estimados pelo LOADEST a partir de dados de vazão e concentração de sedimentos suspensos. Com o objetivo de se avaliar

melhor o desempenho do modelo após a calibração, deve-se analisar os outros coeficientes estatísticos da Tabela 12.

Tabela 12 - Análises Estatísticas para o Modelo Simulado – Sedimentos da Sub-bacia 30.

Sedimento			
	COE	PBIAS	EQM
Sub-Bacia 30	0,43	51,6	5600000
Sub-Bacia 38	0,97	-4,7	1700
Sub-Bacia 73	0,47	-19,5	350000

Fonte: Elaborado pelo autor.

A simulação da descarga sólida pelo SWAT para a sub-bacia 30 no cenário 2 foi insatisfatória, porém bem próximo de poder classificá-la como satisfatória de acordo com a classificação de Moriasi *et al* (2007). Uma vez que o COE encontrado foi de 0,43, valor próximo de 0,50, que o enquadraria em satisfatório. Quanto ao PBIAS menor que 55, enquadra o modelo como satisfatório para sedimento. Observa-se um PBIAS positivo, o que reforça a subestimação da descarga sólida observado no Gráfico 15. O coeficiente EQM alto indica uma má simulação, no entanto apresentou uma melhora significativa após a calibração.

Para a sub-bacia 38, houve uma excelente correlação entre a descarga sólida simulada pelo SWAT com a estimada pelo LOADEST a partir dos dados monitorados. Podendo afirmar que o SWAT foi um bom modelo para a estimativa da descarga sólida para esta sub-bacia. Analisando o COE encontrado, de acordo com a classificação de Moriasi *et al* (2007), pode-se dizer que a qualidade da simulação da descarga sólida foi muito boa. Assim como quanto ao valor de PBIAS, que apresentou resultado menor que $\pm 10\%$. Observa-se um PBIAS negativo, o que reforça a superestimação das descargas sólidas, já discutidas no Gráfico 16. Outro coeficiente que indica a boa estimativa do modelo calibrado é o EQM, que após a calibração teve uma redução de 8 ordens de grandeza, e inferior inclusive ao obtido para a mesma sub-bacia no cenário que desconsidera os reservatórios. Este cenário foi ligeiramente melhor ao obtido no cenário sem os reservatórios (COE=0,97, PBIAS=5,7 e EQM=3700). Pode-se dizer que a inserção do reservatório alterou a descarga sólida a sua jusante, uma vez que o reservatório serviu como uma forma de retenção de sedimentos, melhorando assim o resultado obtido.

A simulação da descarga sólida pelo SWAT para a sub-bacia 73 não chegou a ser totalmente satisfatória. Uma vez que o COE encontrado foi inferior a 0,50. Porém o

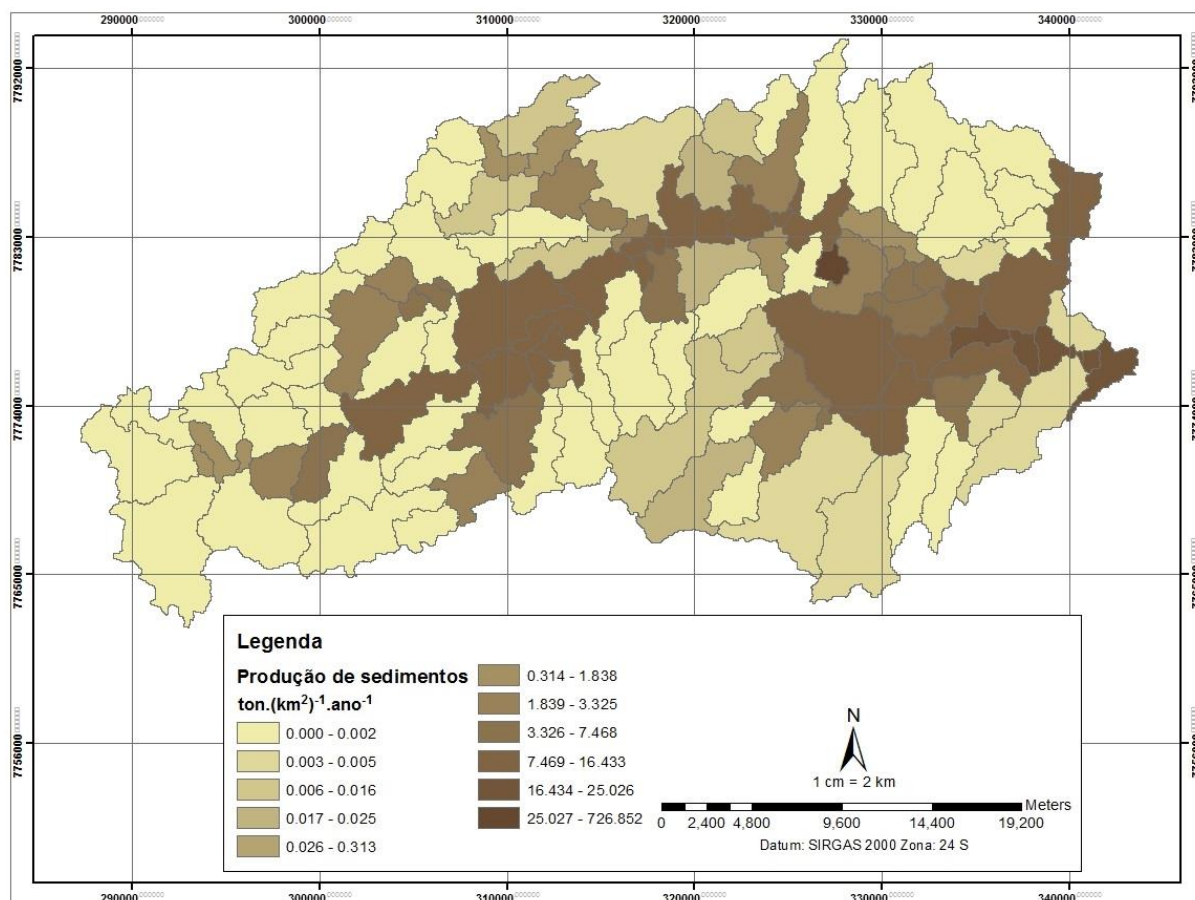
PBIAS menor que $\pm 30\%$, o classifica como bom segundo Moriasi *et al* (2007). O PBIAS negativo, reforça a superestimação da descarga sólida simulada pelo LOADEST, observado no Gráfico 17. Pode-se afirmar que a falta do monitoramento no período de cheia extrema em dezembro de 2013 influenciou negativamente no resultado do modelo. Uma vez que o LOADEST não conseguiu estimar adequadamente a descarga sólida neste período, o que interfere também no resultado calibrado do SWAT. Vale destacar, que não foi inserido o dado estimado pelo LOADEST para dezembro de 2013, considerando que ele afetaria negativamente na calibração.

Apesar do resultado apresentado não ser totalmente satisfatório, o modelo demonstrou ser uma ótima ferramenta para a simulação da descarga sólida. O resultado apresentado pode ter influência dos dados utilizados na calibração - estimado pelo LOADEST. Uma vez também que os dados inseridos no LOADEST não contempla monitoramentos de sólidos suspensos realizados em períodos de vazões extremas e consequentemente de descarga sólida máxima. Se houvesse um monitoramento da concentração de sólidos suspensos mais frequente, que fosse realizado em todo regime hidrológico, poderia ser estimado melhor a descarga no LOADEST e consequentemente obter uma calibração melhor no SWAT.

Na Figura 10 é possível observar que a produção de sedimentos anual para o período modelado variou de $0 \text{ ton.}(\text{km}^2)^{-1}.\text{ano}^{-1}$ para $25 \text{ ton.}(\text{km}^2)^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Porém a sub-bacia 41, onde está localizado o reservatório de Rio Bonito, apresentou uma produção de sedimentos média muito maior, de $726,85 \text{ ton.}(\text{km}^2)^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Isto por conta do evento de dezembro de 2013. A maior produção de sedimentos se localiza nas sub-bacias por onde corre o Rio Santa Maria da Vitória, maior ainda a jusante dos reservatórios. A porção a jusante dos reservatórios, apesar de apresentar grande porção de mata nativa, é a região que apresenta maior quantidade pastagem e afloramento rochoso.

Assim como Brito (2015), verificou-se que as sub-bacias ao redor do reservatório de Rio Bonito apresentavam alta produção de sedimentos, principalmente à sua jusante. As sub-bacias à jusante do reservatório de Suíça, bem como encontrado por Brito (2015), também possui alta produção de sedimentos.

Figura 10 - Modelagem da produção de sedimentos anual.



Fonte: Elaborado pelo autor.

5.3. Influência dos reservatórios na vazão e na descarga sólida em uma bacia hidrográfica

A qualidade dos dados de entrada é um aspecto fundamental para a operação do modelo, uma vez que dados inconsistentes dificultam ou até mesmo impossibilitam a calibração do SWAT. Em uma simulação em uma bacia hidrográfica com presença de reservatório deve-se preocupar além dos dados climáticos, de solo, uso e ocupação, e topografia, com os dados dos reservatórios.

As campanhas batimétricas realizadas em 2010 e 2014 para a PCH Rio Bonito e em 2008 e 2014 para UHE Suíça possibilitou a inserção dos dados de área e volume mais adequados, ao invés de considerar o dado obtido no site da EDP que já se encontra desatualizado.

O não conhecimento da real regra de operação dos reservatórios influenciou negativamente no resultado do modelo. Uma vez que este é um parâmetro que afeta o resultado da vazão a jusante dos reservatórios. Este parâmetro não pôde ser ajustado pela falta de dados disponibilizados.

Quanto à descarga sólida, a concentração de sedimento em equilíbrio dos reservatórios é o parâmetro que mais afeta no resultado das sub-bacias a jusante dos reservatórios. Assim, o conhecimento deste parâmetro tornaria o resultado mais próximo do real. Caso contrário, ele se torna um parâmetro de calibração para a descarga sólida. No entanto, a modificação deste parâmetro pode influir negativamente no resultado de sedimentos depositados no reservatório, podendo superestimar a deposição no reservatório ou até mesmo gerar sedimentos para as sub-bacias à jusante.

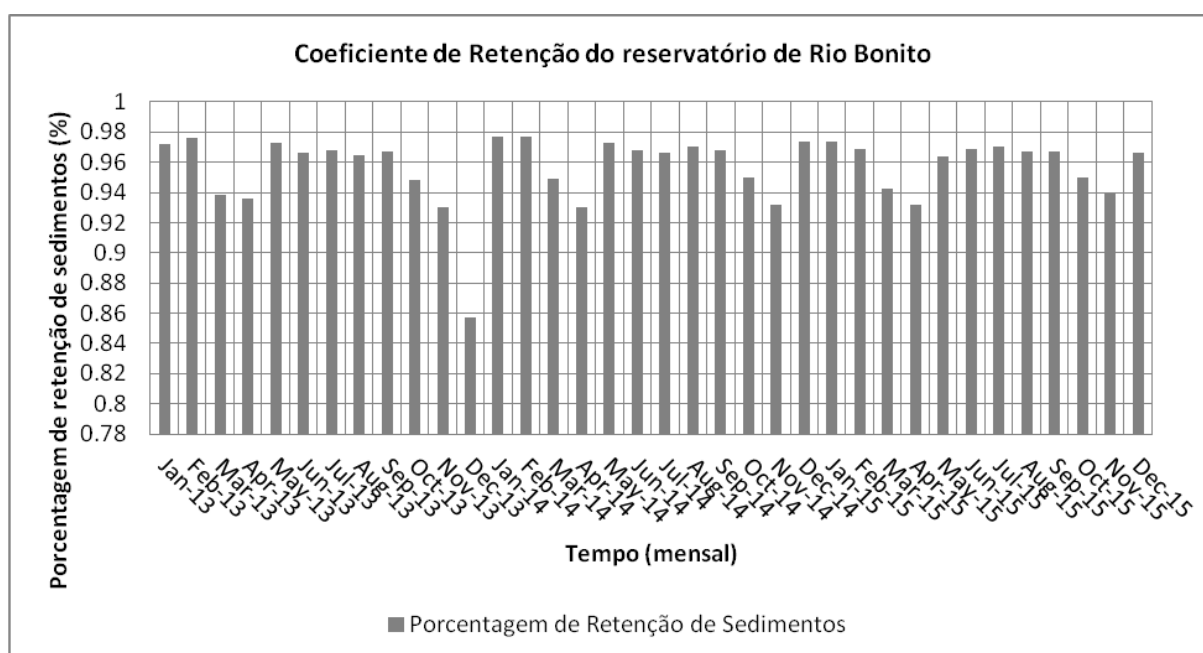
Como ressaltado na metodologia, para o reservatório de Suíça foi necessário modificar o valor do parâmetro RES_NSED algumas vezes para obter um melhor ajuste. Inicialmente, seguiu-se a relação estabelecida por Almendinger e Ulrich (2010), o que gerou um RES_NSED igual a 6,59 mg/L. Como já explicado, este parâmetro indica que qualquer concentração de sedimento suspenso inferior a esta no reservatório irá sedimentar. Verificou-se portanto, que para RES_NSED igual a 6,59 mg/L, muito sedimento estava passando pelo reservatório. Tentou-se igualar o RES_NSED da UHE Suíça com a da PCH Rio Bonito, igual a 0,93 mg/L. Ainda assim, verificou-se a necessidade de diminuir esta concentração a fim de diminuir a descarga sólida lançada a sua jusante. Por fim, utilizou-se uma concentração de equilíbrio igual a 0,50 mg/L para a UHE Suíça, o que obteve um melhor ajuste do modelo a sua jusante.

Após o ajuste necessário de RES_NSED, os reservatórios mostraram suas capacidades de retenção de sedimentos. Rio Bonito apresentou um coeficiente de retenção médio de 95,7% (Gráfico 21) e Suíça de 47% (Gráfico 22). No entanto, Suíça apresentou dois episódios em que ao invés de reter sedimento, este acabou gerando sedimentos para a sua jusante, apresentando assim no gráfico uma porcentagem de retenção negativa. Isto ocorreu em dezembro de 2013 e janeiro de 2014, quando o reservatório de Suíça teve uma maior saída de sedimentos do que entrada. Isto pode ser justificado pela chuva extrema que ocorreu em dezembro de 2013, que ocasionou uma vazão muito alta, e ocasionando o transporte de material

que já se encontrava depositado no fundo reservatório. Além da alta vazão, este episódio também pode ser justificado pelo tamanho do reservatório, muito menor que o de Rio Bonito por exemplo. Pode-se observar que em Rio Bonito, em dezembro de 2013 também houve um menor coeficiente de retenção de sedimentos também ocasionado pela alta vazão ocorrida na região.

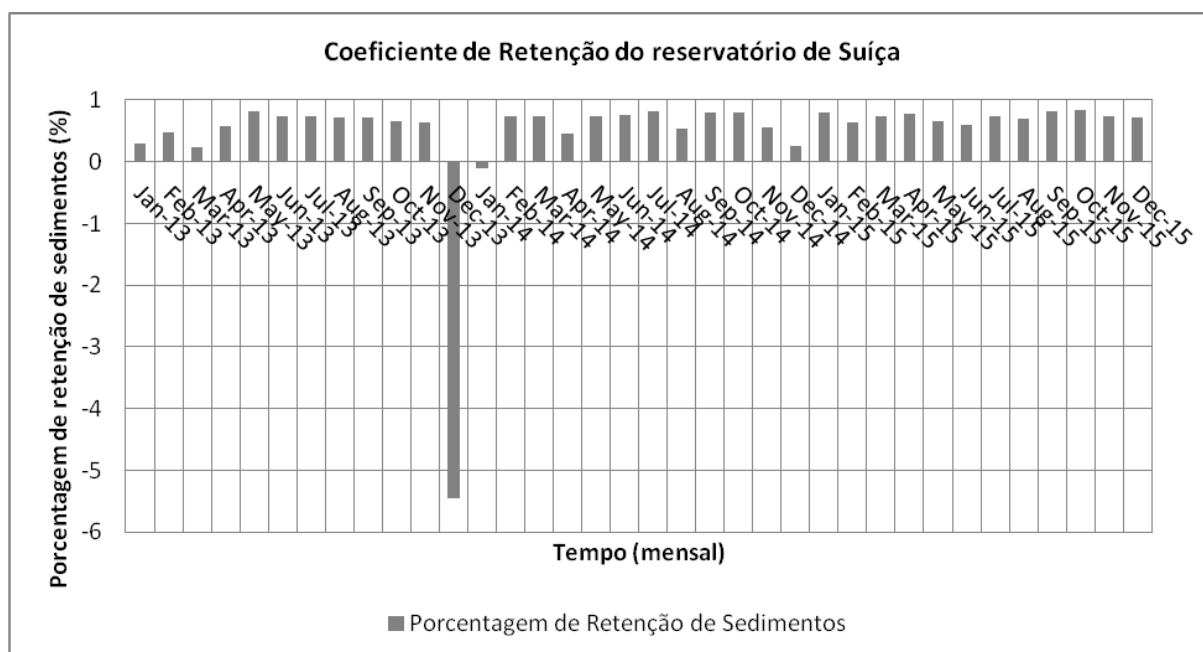
No cenário onde não havia os reservatórios, a jusante de Suíça em dezembro de 2013 conseguiu-se simular uma menor produção de sedimentos. O que pode corroborar a hipótese que no cenário com reservatórios, neste período, houve um transporte de sedimentos que já estava depositado no fundo do reservatório.

Gráfico 21 - Coeficiente de retenção de sedimentos do reservatório de Rio Bonito ao longo do período simulado.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 22 - Coeficiente de retenção de sedimentos do reservatório de Suíça ao longo do período simulado



Fonte: Elaborado pelo autor.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

De acordo com os resultados obtidos no presente trabalho pode-se concluir:

O SWAT se mostrou um modelo adequado para a simulação da vazão e da produção de sedimentos para a bacia, porém necessitando calibração. A calibração realizada por partes mostrou-se adequada, uma vez que desta maneira obteve resultados satisfatórios em todos os pontos de monitoramento, mesmo a jusante dos reservatórios.

A inserção de reservatórios na modelagem em bacias que os contém é de extrema importância, uma vez que influenciam significativamente na vazão e na produção de sedimentos da bacia. No entanto, deve-se se atentar à inserção adequada de seus dados, uma vez que a qualidade dos dados influi na qualidade da simulação. No caso estudado, verificou-se que a regra de operação é o parâmetro do reservatório que mais afeta na modelagem de vazão, uma vez que após a inserção dos reservatórios houve uma piora na simulação da vazão a jusante destes. No entanto, ainda mostrou-se satisfatória.

O parâmetro relacionado ao reservatório que mais afeta a produção de sedimentos é a concentração de sedimento em equilíbrio, uma vez que a partir de seu estabelecimento pelo usuário, definirá a quantidade de sedimentos que irá sedimentar no reservatório, ou passar para as sub-bacias a jusante. A inserção dos reservatórios tornou a simulação da produção de sedimentos melhor, uma vez que os reservatórios serviram como forma de retenção de sedimentos na maior parte do tempo. Houve exceção no reservatório de Suíça, em dezembro de 2013 e janeiro de 2014, quando houve um episódio de vazão extremamente alta, ocasionando uma saída de sedimentos maior que a entrada. A alta vazão, juntamente com o tamanho do reservatório, ocasionou o transporte de material que já se encontrava depositado no fundo reservatório.

Recomenda-se para trabalhos futuros na região:

- Inserção de mais estações climáticas no banco de dados do modelo.
- Simulação de uma regra de operação para cada reservatório, objetivando maior aproximação da realidade.

- Realização de monitoramento hidrossedimentológico mais frequente durante períodos de cheia, objetivando obter uma regressão linear mais adequada da descarga sólida.
- Realização de coleta mais abrangente de dados que possibilite a validação do modelo.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADRIOLO, MV; SANTOS, I.; GIBERTONI, R.C.; CAMARGO, A.S.G. **Calibração do modelo SWAT para produção e transporte de sedimentos**. VI Simpósio Brasileiro Sobre Pequenas e Médias Centrais Hidrelétricas, 2008.

ALMENDINGER, J.E. e ULRICH, J. **Constructing a SWAT model of the Sunrise River watershed, eastern Minnesota**. St. Croix Watershed Research Station, 2010.

ANA, AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Estado do Espírito Santo**. Disponível em https://www.google.com.br/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=14&cad=rja&uact=8&ved=0CGIQFjAN&url=http%3A%2F%2Fhidroweb.ana.gov.br%2Fcd4%2Fes.doc&ei=7UiVIL7KYOYgwTZxoGQBg&usg=AFQjCNGV_UvTljJlInaeoreXneulucJoaBA&sig2=Q4LHJst9KBsnmiifNB1FGA&bvm=bv.81456516,d.eXY. Acessado em 10 de dezembro de 2014.

ANDRADE, M. A.; MELLO, C. R. de.; BESKOW, S. **Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 17, n. 1, p. 69-76, 2013.

ARAGÃO, R; CRUZ, M. A. S.; AMORIM, J. R. A.; MENDONÇA, L. C.; FIGUEIREDO, E. E.; SRINIVASAN, V.S. **Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT e simulação dos processos hidrossedimentológicos em uma bacia no agreste nordestino**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.37 p.1091-1102, 2013

ARNOLD, J.G.; ALLEN, P.M.; MUTTIAH, R.; BERNHARDT, G. **Automated Base Flow Separation and Recession Analysis Techniques**. Ground Water, v. 33, n. 6, p. 1010-1018, 1995.

ARNOLD, J.G.; MORIASI, D.N.; GASSMAN, P.W.; ABBASPOUR, K.C.; WHITE, M.J.; SRINIVASAN, R.; SANTHI, C.; HARMEL, R.D.; VAN GRIENSVEN, A.; VAN LIEW, M.W.; KANNAN, N.; JHA, M.K. **SWAT: Model use, calibration and validation**. American Society of Agricultural and Biological Engineers. V. 55, p. 1491-1508, 2012.

ARNOLD, J.G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R.S.; WILLIAMS, J.R. **Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: model development**. Journal of the American Water Resources Association, Temple, v. 34, n.1, p. 73-89, 1998.

BALDISSERA, G. C. **Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a bacia hidrográfica do Rio Cuiabá/MT**. Dissertação Mestrado. Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, MT, 2005.

BERTONI, J. e LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 7 ed. São Paulo: Ícone, 2010.

BIRKINSHAW, S.J. & BATHURST, J.C. **Model study of the relationship between sediment yield and river basin area**. Earth Surface Processes and Landforms, v. 3. p. 750-761, 2006.

BONUMÁ, N. B.; ROSSI, C. G.; ARNOLD, J. G.; REICHERT, J. M.; PAIVA, E. M. C. D. **Hydrology evaluation of the Soil and Water Assessment Tool considering measurement uncertainty for a small watershed in Southern Brazil**. American Society of Agricultural and Biological Engineers, St. Joseph, v. 29, n. 2, p. 189-200, 2013.

BONUMÁ, N.B. **Modelagem do escoamento, da produção de sedimentos e da transferência de fósforo em bacia rural no sul do Brasil**. Tese de Doutorado. Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, 2011.

BONUMÁ, N.B.; REICHERT, J.M.; MINELLA, J.P.; BARROS, C.A.P; RODRIGUES, M.F.; BUARQUE, D.C. **Simulação da vazão e da produção de sedimentos utilizando o modelo SWAT**. Engenharia de Sedimentos – na busca de soluções para problemas de erosão e assoreamento, v.1. p.325-343, 2011.

BOURAOUI, F.; BENABDALLAH, S.; JRAD, A.; BIDOGLIO, G. **Application of the SWAT model on the Medjerda river basin (Tunisia)**. Physics and Chemistry of the Earth Journal, v.30, p. 497-507, 2005.

BRANCO, N. **Avaliação da produção de sedimentos de eventos chuvosos em uma pequena bacia hidrográfica rural de encosta**. Dissertação de mestrado. Engenharia Agrícola/Irrigação e Drenagem, Universidade Federal de Santa Maria, RS, 1998.

BRASIL, **Lei Federal Nº 9.433**, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.

BRITO, E. **Estimativa da produção de sedimentos da Bacia do Rio Santa Maria da Vitória – Espírito Santo através do modelo matemático *Soil and Water Assessment Tools* (SWAT)**. Dissertação de mestrado. Engenharia Ambiental, Universidade de Espírito Santo, ES, 2015.

CABRAL, J. B. P. **Análise da sedimentação e aplicação de métodos de previsão para tomada de medidas mitigadoras quanto ao processo de assoreamento no Reservatório de Cachoeira Dourada – GO/MG**. Tese de doutorado. Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, PR, 2006.

CARLESSO, R.; SPOHR, R. B.; ELTZ, F. L. F.; FLORES, C. H. **Runoff estimation in southern Brazil based on Smith's modified model and the Curve Number method**. Agricultural Water Management, v. 98, p. 1020-1026, 2011.

CARVALHO, D. F., CRUE, E. S., PINTO, M. F., SIDA, L. D. B, GUERRA, J. G. M. **Características da chuva e perdas por erosão sob diferentes práticas de manejo de solo**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 13, n.1., 2009.

CARVALHO, F. H. **Uso do modelo SWAT na estimativa da vazão e da produção de sedimentos em bacia agrícola do Cerrado Brasileiro**. Dissertação de Mestrado. Agronomia, Universidade de Brasília, 2014.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. 2^o ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.

COELHO NETO, A.L. **Hidrologia de encosta na interface com a geomorfologia**. In. GUERRA, A.J.T.; CUNHA, S.B. Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos. 2. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, Cap. 3, p. 93-148, 1995.

CONCEIÇÃO, G.; KOBIYAMA, M.; FILHO, P.B.; MIRANDA, C.R.; MULLINARI, M. **Simulação de vazão e sedimento em bacia hidrográfica rural com alta concentração de suínos e diferentes usos do solo**, X Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos - ENES, 2012

CORREA JUNIOR, Y. **Estudo de variação de parâmetros de qualidade de água em pontos da região do estuário do rio Santa Maria da Vitória**. Dissertação de Mestrado. Engenharia Ambiental, Universidade de Espírito Santo, Vitória, 2003.

CRUZ, L. M. **A geração de sedimentos e seus reflexos no assoreamento da PCH Piedade – Monte Alegre de Minas – MG**, 109 F. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geografia, Universidade Federal de Uberlândia, MG, 2012.

DANTAS, J.C.; SILVA, M.A.; SILVA, R.M.; VIANNA, P.C.G. **Simulação vazão-erosão usando o modelo SWAT para uma grande bacia da região semiárida da paraíba**. Geociências, v. 34, n. 4, p.816-827, 2015

DWIVEDI, D.; MOHANTY, B.P.; LESIKAR, B.J. **Estimating Escherichia coli loads in streams based on various physical, chemical, and biological factors**. Water Resources Research. v.49. p. 2896–2906, 2013.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Súmula da 10. Reunião Técnica de Levantamento de Solos**. p. 83. Rio de Janeiro, 1979.

ESCELSA. **Usinas do Espírito Santo**. Disponível em <http://www.escelsa.com.br/aescelsa/usinas.asp>. Acessado em 10 de Dezembro de 2014.

FERRIGO, S., MINOTTI, R., ROIG, H., E KOIDE, S. **Análise do Modelo SWAT na simulação da produção de sedimentos quando calibrado unicamente para vazão em uma pequena Bacia Hidrográfica**. X Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, Foz do Iguaçu – PR, 2012.

FUKUNAGA, D. C. **Estimação de Vazão em Bacias Hidrográficas do Sul do Espírito Santo usando o SWAT**. Dissertação de Mestrado. Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2012.

GARBOSSA, L. H. P.; VASCONCELOS, L.R.C.; LAPA, K.R.; BLAINSKI, E.; PINHEIRO, A. **The use results of the Soil and Water Assessment Tool in Brazil: A review from 1999 until 2010**. International SWAT Conference & Workshops – Espanha, 2011.

GARRIDO, J.M. **Aplicação de modelo matemático de simulação com utilização de SIG à bacia do rio Jiquiriçá – Bahia**. Dissertação de Mestrado. Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade de Brasília, Brasília/DF, 2003.

GREEN, C. H.; GRIENSVEN, A.V. **Autocalibration in hydrologic modeling: Using SWAT2005 in small-scale watersheds**. Environmental Modeling & Software. v. 23, n. 4, p. 422-434, 2008.

HELMLINGER, K.R.; KUMAR, P.; GEORGIU, E.F. **On the use of Digital Elevation Model data for hortonian and fractal analyses of channel networks**. Water Resources Research. v. 29, p. 2599-2613, 1993

HENTATI, A.; KAWAMURA, A.; AMAGUCHI, H.; ISERI, Y. **Evaluation of sedimentation vulnerability at small hillside reservoirs in the semi-arid region of Tunisia using the Self-Organizing Map**, Geomorphology, p. 56–64, 2010.

HUBER, H. **Investigation of Hydrologic Response Unit (HRU) Discretization for Erosion Modelling with SWAT in the Upper Blue Nile Basin**, Dissertação de mestrado. Hidrologia e Gestão de Bacia Hidrográfica, Technische Universität München, 2015.

JUNIOR, P.P.A. **Avaliação da produção e transporte de sedimentos na Bacia Hidrográfica do Rio Itaqueri, municípios de Itirapina e Brotas – SP**. Dissertação de mestrado. Ciências da Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, 2013.

KUWAJIMA, J.I. **Análise do modelo SWAT como ferramenta de prevenção e de estimativa de assoreamento no reservatório do Lobo (Itirapina/Brota/SP)**. Dissertação de mestrado. Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, 2012.

LANE, L.J.; RENARD, K.G.; FOSTER, G.R.; LAFLIN, J.M. **Development and application of modern soil erosion prediction technology**. Australian Journal of Soil Research, v. 30, p. 893-912, 1992.

LELIS, T.A.; CALIJURI, M.L.; SANTIAGO, A.F.; LIMA, D.C.; ROCHA, E.O. **Análise de Sensibilidade e Calibração do Modelo SWAT Aplicado em Bacia Hidrográfica da Região Sudeste do Brasil**, Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 36, p. 623-634, 2012

LESSA, L. G.F. **Simulação da produção de sedimentos na bacia Hidrográfica do Rio Pardo – Botucatu/SP, por modelagem hidrológica**. Tese de doutorado. Agronomia, Faculdade de Ciências Agrônomicas, UNESP, 2011.

LIMA, J. M.; CURI, M; RESENDE, M.; SANTANA, D. P. **Dispersão do material de solo em água para avaliação indireta da erodibilidade de latossolos**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 14, p. 85-90, 1990

LINO, J.F.L. **Análise dinâmica hidrossedimentológica da bacia hidrográfica do Rio Preto (SC) com o modelo SWAT**. Dissertação de mestrado. Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2009.

LOPES, N. H. Y. **Análise da produção de água e sedimentos em microbacias experimentais com o modelo SWAT**. Dissertação de mestrado. Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2008.

MACEDO, F. L. de, MÉLLO JÚNIOR, A. V., MARCELINI, S. S., PEDROTTI, A. **Modelagem da produção de sedimentos na Sub-Bacia Hidrográfica do Riacho Jacaré - SE.** Raega - O Espaço Geográfico em Análise, v. 24, 2012.

MACHADO, R.E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento.** Tese de Doutorado. Agronomia, Universidade de São Paulo, 2002.

MACHADO, R.E.; VETTORAZZI, C.A. **Simulação da produção de sedimentos para a microbacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins (SP).** Revista Brasileira de Ciência do Solo, p. 735-741, 2003.

MAHMOOD, K. **Reservoir Sedimentation. Impact, Extent, and Mitigation,** World Bank Technical Paper Number 71, 1987.

MELLO, C. R. DE; VIOLA, M. R.; NORTON, L. D.; SILVA, A. M.; ACERBI JÚNIOR, F. W. **Development and application of a simple hydrologic model simulation for a Brazilian head water basin.** Catena, v.75, p.235-247, 2008.

MERCURI, E.G.F; DEPPE, F.; LOHMANN, M.; SIMÕES, K. **Metodologia da geração de dados de entrada e aplicação do modelo SWAT para bacias hidrográficas brasileiras.** Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, p. 4773-4780, 2009.

MONTEIRO, J. A. F.; KAMALI, B.; GÜCKER, B.; **Modelling the effect of riparian vegetation restoration on sediment transport in a human-impacted Brazilian catchment.** ECOHYDROLOGY, 2016.

MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; VAN LIEW, M. W.; BINGNER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. L. **Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations.** Transactions of the ASABE - American Society of Agricultural and Biological Engineers. n. 3, v. 50, p. 885-900, 2007.

MORO, M. **A Utilização da Interface SWAT: SIG no Estudo da Produção de Sedimentos e do Volume de Escoamento Superficial com Simulação de Cenários Alternativos.** Dissertação de Mestrado. Agronomia. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba – SP, 2005.

MOTA, S. **Preservação e conservação de recursos hídricos.** ABES, Rio de Janeiro. p. 200, 1995.

NALI, J. O. **Avaliação da resposta de diferentes de equações de chuvas intensas obtidas para as Bacias Hidrográficas dos Rios Jucu e Santa Maria da Vitória, ES.** XVII Simpósio Brasileiro De Recursos Hídricos, 2007.

NEITSCH, S.L., ARNOLD, J.G., KINIRY, J.R., WILLIAMS, J.R., KING, K.W. **Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation Version 2005.** Temple, GSWRL, 2005.

NEITSCH, S.L., ARNOLD, J.G., KINIRY, J.R., WILLIAMS, J.R., KING, K.W. **Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation Version 2009,** 2011.

NOH, J.; KIM, J.C.; PARK, J. **Turbidity control downstream of the reservoir: the Nakdong River in Korea**, Environmental Earth Sciences, v. 71. p. 1871-1880, 2013.

OLIVEIRA, L.T. **Aplicação do modelo SWAT para simular vazões em uma bacia hidrográfica em Aracruz, ES**. Dissertação de mestrado. Ciências Florestais, Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2014.

PAIM, J. B.; MENEZES, J. T. Estimativa do balanço sedimentar da bacia do rio Tijucas (SC-Brasil) a partir da aplicação do modelo hidrológico SWAT. **Revista Geográfica Acadêmica**, v.3, n.2, p. 5-14, 2009.

PEREIRA, D. R. dos. **Simulação hidrológica na bacia hidrográfica do rio Pomba usando o modelo SWAT**. Tese de doutorado. Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, MG, 2013.

PRUSKI, FF. **Conservação de solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. Ed. UFV, p. 280, 2006.

QUINN, P.; BEVEN K.; PLANCHON, O. **The prediction of hillslope flow paths for distributed hydrological modeling using digital terrain models**. Hydrological Process, v.5. p. 59-79, 1991

RAMPINELLI, F. G. **Correlação de sedimentos e eventos chuvosos em um trecho do rio Santa Maria da Vitória – ES**. Dissertação de Mestrado. Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, 2013.

REID, J. R.; SANDBERG B. S.; MILLSOP, M.D. **Bank recession processes, rates, and prediction, Lake Sakakawea, North Dakota, USA**. Geomorphology, p. 161-189, 1987.

RENNÓ, C. D.; SOARES, J. V. **Conceitos básicos de modelagem hidrológica**. Santa Maria: INPE, 2008.

RUNKEL, R. L.; CRAWFORD, C.G.; COHN, T.A. **Load Estimator (LOADEST): A FORTRAN Program for Estimating Constituent Loads in Streams and Rivers**. U.S. Geological Survey Techniques and Methods Book 4. United States, Geological Survey, 2004.

SALLES, L.A.; CHAVES, H.M.L. **Estudo da sensibilidade de variáveis sedimentológicas influentes no desempenho do modelo SWAT**. Engenharia de Sedimentos – na busca de soluções para problemas de erosão e assoreamento, v.1. p.345-363, 2011.

SALLES, M.N. **Calibração e validação do modelo SWAT para a predição de vazões na bacia do Ribeirão Pipiripau**. Dissertação de mestrado. Ciências Florestais, Universidade de Brasília, 2012.

SANTOS, I. **Desenvolvimento de modelo de avaliação da qualidade de água e transporte de sedimentos para pequenas e médias centrais elétricas: modelagem da erosão e transporte de sedimentos**. Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento (LACTEC). Curitiba –PR, p. 91, 2005.

SANTOS, L. N. S.; CECÍLIO, R. A.; ZANETTI, S. S. **Aplicação do modelo HidroBacia na microbacia do córrego Jaqueira, Espírito Santo**. Semina: Ciências Agrárias, Londrina, v. 34, p. 2103-2116, 2013.

SCHULTZ, G. B.; SOUZA, R.M.; SANTOS, I. **Modelagem hidrológica distribuída e de base física: uma abordagem geossistêmica**. Anais do VIII Simpósio Nacional de Geomorfologia. Recife/PE, 2010

SETEGN, S.; SRINIVASAN, R.; MELESSE, A.; DARGAHI, B. **SWAT model application and prediction uncertainty analysis in the Lake Tana Basin, Ethiopia**. Hydrological Processes. v. 24. p. 357-367, 2008

SHEN, Z. Y. ; CHEN, L.; CHEN, T. **Analysis of parameter uncertainty in hydrological and sediment modeling using GLUE method: a case study of SWAT model applied to Three Gorges Reservoir Region, China**, Hydrology and Earth System Sciences. v. 16. p. 121-132, 2011.

SILVA, A. F. P.E. **Documento agenda das Bacias Estratégicas, Rios Jucu e Santa Maria da Vitória**. Vitória: Instituto ECOBACIA. Cariacica: Instituto Estadual de Meio Ambiental (IEMA), 2009.

SILVA, A. M.; SILVA, M. L. M.; CURI, N.; LIMA, J. M.; BARRETO, V. C. M.; SILVA, T. F. **Perdas por erosão e erodibilidade de cambissolo e latossolo roxo no sul de Minas Gerais – Resultados Preliminares**, VII Simpósio Nacional de Controle de Erosão, 2001

SILVA, C. L.; OLIVEIRA, C. A. S. **Runoff measurement and prediction for a watershed under natural vegetation in central Brazil**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 23, p. 695-702, 1999.

SILVA, L.R.S. **Análise de incertezas e avaliação dos fatores influentes no desempenho de modelos de simulação de Bacias Hidrográficas**. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, 2010

TIWARI, A.K.; RISSE, L.M.; NEARING, M.A. **Evaluation of WEPP and its comparison with USLE and RUSLE**. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, St.Joseph, v.5, n.43, p.1.129-1.135, 2000.

TOLEDO, A. M. A. **Evolução espaço-temporal da estrutura da paisagem e sua influência na composição química das águas superficiais dos ribeirões Piracicamirim e Cabras (SP)**. Dissertação de mestrado. Ciências, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, SP, 2001.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2. Ed. Porto Alegre: Ed. da UFRGS: ABRH, 2000.

TUCCI, C.E.M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2 ed. Porto Alegre. Ed. UFRGS, ABRH, 943 p., 2001.

UZEIKA, T. **Aplicabilidade do Modelo SWAT na Simulação da Produção de Sedimentos em uma Pequena Bacia Hidrográfica Rural**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

VAN GRIENSVEN, A; MEIXNERT, T. **Methods to quantify and identify the sources of uncertainty for river basin water quality models.** Water Science and Technology, v.53. p. 51- 59, 2006.

VESTENA, R. L. **Análise da relação entre a dinâmica de áreas saturadas e o transporte de sedimentos em uma bacia hidrográfica por meio de monitoramento e modelagem.** Tese de doutorado. Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2008.

XU, Z. X.; PANG, Z. X.; LIU, C. M.; LI, J. Y. **Assessment of runoff and sediment yield in the Miyun Reservoir catchment by using SWAT model.** Hydrological Processes. v. 23. p. 3619-3630, 2009.